

**Untersuchungen zur Situation
bedrohter Fischarten in Nordbayern**

Maximiliane Heinz



Digitized by the Internet Archive
in 2026

https://archive.org/details/IA41554630_0001

Aus dem Institut für Zoologie und Hydrobiologie
der Tierärztlichen Fakultät der Universität München

Vorstände: Prof. Dr. M. Ruf und Prof. Dr. Dr. habil. R. Hoffmann

Arbeit angefertigt unter Leitung von Prof. Dr. Dr. habil. R. Hoffmann

Untersuchungen zur Situation bedrohter Fischarten
in Nordbayern

Inaugural-Dissertation
zur Erlangung der tiermedizinischen Doktorwürde
der Tierärztlichen Fakultät
der Ludwig-Maximilians-Universität München

von

Maximiliane Heinz
aus
Kipfenberg

München 1986

Gedruckt mit Genehmigung der Tierärztlichen Fakultät
der Universität München

Dekan: Prof. Dr. H. Zucker

Referent: Prof. Dr. Dr.habil. R. Hoffmann

Korreferent: Prof. Dr. A. von den Driesch

Tag der Promotion: 28. Februar 1986

Inhaltsverzeichnis

Seite

I.	Einleitung	1
II.	Literatur	
	1. Darstellung der Gewässer	
	1.1 Kriterien für die Gewässergüte	3
	1.2 Gewässersysteme Nordbayerns	6
	1.2.1 Main-Regnitz-Gebiet	6
	1.2.2 Bayerisches Elbegebiet	16
	2. Die Fischfauna des bayerischen Main- und Elbegebietes	
	2.1 Allgemein	20
	2.2 Die bedrohten Arten des Gebietes	28
	3. Verursachungsmechanismen der Artenverschiebung und -verarmung	44
	3.1 Veränderungen des Lebensraumes	
	3.1.1 Eingriffe physikalischer Art	
	3.1.1.1 Gewässerausbau und Unterhaltungsmaßnahmen	45
	3.1.1.2 Aufstauung und Kraftwerksbetrieb	47
	3.1.1.3 Wasser- und Feststoffentnahmen sowie -einträge	50
	3.1.1.4 Abwärme	50
	3.1.1.5 Schiffsverkehr	52
	3.1.1.6 Freizeitaktivitäten	52
	3.1.2 Einflüsse auf den Wasserchemismus	
	3.1.2.1 Sauerstoffzehrung und Eutrophierung	53
	3.1.2.2 pH-Wert-Veränderungen	56
	3.1.2.3 Einleitung toxischer Substanzen	58

3.2 Direkte Eingriffe in das Artengefüge

3.2.1 Überfischung und Bestandsregulierungen 61

3.2.2 Besatzmaßnahmen 62

III. Material und Methoden

1. Durchführung der Erfassung 66

2. Ausarbeitung und Eingabe der Bögen 69

3. Auswertung der Daten 71

IV. Ergebnisse und Besprechung der Ergebnisse 72

1. Bachneunauge 76

2. Flußneunauge 81

3. Bachforelle 84

4. Äsche 93

5. Hecht 100

6. Aland 106

7. Elritze 111

8. Moderlieschen 116

9. Schneider 120

10. Zährte 124

11. Nase 125

12. Rapfen 131

13. Bitterling 134

14. Barbe 138

15. Schuppenkarpfen 143

16. Giebel 148

17. Bachschmerle 151

18. Schlammpeitzger 155

19. Steinbeißer 160

20. Wels 164

21. Quappe 167

22. Dreistachliger Stichling 172

23. Neunstachliger Stichling 177

24. Koppe 179

25. Zander 184

V.	Zusammenfassende Diskussion	189
VI.	Zusammenfassung	199
VII.	Summary	201
VIII.	Literaturverzeichnis	203

I. Einleitung

Lange bevor die lebenswichtige Bedeutung sauberen unverschmutzten Grund- und Oberflächenwassers in das Bewußtsein der Allgemeinheit drang, waren es die Mahnrufe der Fischerei, die immer wieder versuchten, Aufmerksamkeit auf den ungehemmten Mißbrauch der Gewässer als Abwasserkanäle zu lenken (Zenk, 1889; Herrmann, 1911; Wundsch, 1958), zumal die Fischerei, wie es die Geschichte der Fischerzünfte am Main widerspiegelt (Brod, 1951), in der Vergangenheit einen bedeutenden wirtschaftlichen Faktor darstellte. Mit dem Rückgang der Wanderfischarten, gleichzeitiger Verbesserung der Transportmöglichkeiten für Seefische und dem Aufblühen der Teichwirtschaft als Alternative für die nachlassenden Fangzahlen der verunreinigten Flüsse erfuhr die Seen- und Flußfischerei im 20. Jahrhundert ihren Niedergang, jedoch verdeutlicht die beeindruckende Zahl von 200 000 Fischereischeininhabern in Bayern das große Interesse, das der Fischerei als Freizeitbeschäftigung mit erheblichem Erholungswert entgegengebracht wird. Da sich das Selbstverständnis des Fischers nicht in der Erbeutung von Fischen erschöpft, sondern die Hege des Fischbestandes und des Gewässers einen wesentlichen Anteil seiner Tätigkeit darstellt, besteht von seiten der Fischereiorganisationen das Bemühen, stabile sich ökologisch im Gleichgewicht befindende Lebensgemeinschaften in den Gewässern zu erhalten bzw. wiederherzustellen. Dies beinhaltet die Förderung aller dieser Gemeinschaft angehörenden Mitglieder.

Um nun umfassende Schutzmaßnahmen für die durch anthropogene Einflüsse gefährdeten Arten, deren Bedrohung durch die "Roten Listen" der Länder und der BRD veranschaulicht wird, einleiten zu können, ergibt sich die Notwendigkeit, eine "Bestandsaufnahme" zu machen. Aus diesem Grunde initiierte der Ausschuß für Fischerei und Gewässerschutz (Leitung Prof. Dr. Hoffmann) des Landesfischereiverbandes Bayern eine landesweite Erfassung bedrohter Fischarten durch Befragung sämtlicher dem Verband angeschlossenen Vereine.

Die Durchführung dieses Vorhabens erfolgte in Zusammenarbeit des Instituts für Zoologie und Hydrobiologie, München, mit dem Landesfischereiverband Bayern und dem Bayerischen Landesamt für Umweltschutz.

Diese Arbeit versucht nun, die Lebensraumverteilung und Häufigkeit bedrohter Fischarten im nordbayerischen Raum darzustellen, gleichzeitig eine Korrelation zwischen Situation des Fischbestandes, früheren Vorkommen und Beschaffenheit der betroffenen Gewässer, also der Lebensräume sowie direkten Eingriffen in das Artengefüge zu finden und damit den Boden für gezielte Schutzmaßnahmen zu bereiten.

II. Literatur

1. Darstellung der Gewässer Nordbayerns mit Abriß der geologischen Voraussetzungen und des derzeitigen Gütezustandes

1.1 Kriterien für die Gewässergüte

Zur Beschreibung der Gewässerbeschaffenheit wurden Informationen aus den Gewässergütekarten im Maßstab 1 : 1 250 000 des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft entnommen (Anonymus, 1985b). Dabei wird die Beurteilung der Gewässergüte nach biologischen Gesichtspunkten durch Ermittlung von Indikatororganismen in Form des "Saprobienindex" (Liebmann, 1951) abgegeben. Die Beurteilung der Gewässergüte ausschließlich nach dem Saprobienindex weist jedoch Mängel auf, da die Beurteilung des Zustandes aquatischer Ökosysteme nicht nur durch einige wenige Parameter erfolgen kann (Ruf, 1985). Besondere Probleme stellen sich hierbei zum einen in der Erfassung der organisch unbelasteten, also mit einem guten Saprobienindex bewerteten, jedoch versauerten Bachoberläufen der Urgesteinsgebiete (Hoffmann, v.d. Graaff, 1984), zum anderen wird die Belastung der Gewässer mit den verschiedensten toxischen Substanzen wie Schwermetallen oder organischen Chlorverbindungen, aber auch mit eutrophierungsfördernden Nährstoffen wie Phosphaten und Nitraten nicht obligatorisch mit einer deutlich wahrnehmbaren Veränderung der Indikatororganismenfauna beantwortet (Anonymus, 1984). Aber auch eine Verschlechterung des Saprobienindex läßt keine ursächlichen Aussagen über die Art der Belastung zu. Spezielle Gütemaßstäbe sind zusätzlich unter dem Aspekt der Bioakkumulation bei der fischereilichen Gewässernutzung zum Schutze des Menschen anzulegen (Ruf, 1985).

Eine Erhöhung der Aussagekraft tritt durch die Kombination biologischer Parameter mit ergänzenden, ausführlichen, auch die gebräuchlichen toxischen Verbindungen einschließenden chemischen Untersuchungen ein, die, punktuell in ganz Bayern, mit Hilfe stationärer Meßgeräte kontinuierlich stattfinden, in der Praxis allerdings aufgrund des technischen Aufwandes auf wenige Standorte beschränkt sind und dadurch noch keinen Eingang in die veröffentlichten Gütekarten finden konnten. So wird für jede der Meßstellen aus den zur Verfügung stehenden Werten ein vierteljährlicher chemischer Index errechnet, der die Skala 1 als

schlechteste Bewertung bis 100 als Ausdruck bester Wassergüte umschließt. Verarbeitet werden chemische und auch physikalische Meßdaten wie Konzentration von O_2 , NH_4^+-N , NO_3^--N , $O-PO_4^{3-}-P$, P-gesamt, Cl, $KMnO_4-O_2$ -Verbrauch, Sauerstoffsättigung, Wassertemperatur, pH-Wert, Leitfähigkeit, chemischer und biochemischer Sauerstoffbedarf, sowie in wenigen Fällen Gehalte an Schwermetallen, radioaktiven Substanzen und Organochlorverbindungen, auch eine bakteriologische Untersuchung auf pathogene Keime kann erfolgen (Anonymus, 1984).

So wurden beispielsweise im Lech bei Füssen im 2. Quartal 1981 bei einem außerordentlich hohen chemischen Index von 97 folgende durchschnittliche Meßdaten ermittelt: $11,5 \text{ mg } O_2/l$, BSB_5 : $1,1 \text{ mg/l}$, NH_4-N : $0,11 \text{ mg/l}$, $PO_4^{3-}-P$: $0,01 \text{ mg/l}$, P-ges: $0,03 \text{ mg/l}$, Cl: 2 mg/l , O_2 -Sättigung: 106 %, Wassertemperatur: $6,5^\circ \text{ C}$, pH: 7,4, Leitfähigkeit $148 \text{ } \mu\text{S/cm}$. $KMnO_4-O_2$ -Verbrauch: $1,6 \text{ mg/l}$. Hierbei offenbart sich nicht selten eine Diskrepanz der Wassergütebeurteilung zwischen chemischen und biologischen Analyseergebnissen, da beispielsweise eine Belastung mit in der Analyse nicht erfaßten toxischen Substanzen eine im Vergleich zur Skala der chemischen Wasseranalyse schlechtere biologische Bewertung provoziert, während sich eine Phosphat- oder Nitratbelastung dagegen im chemischen Index stärker als im Saprobienindex negativ niederschlägt (Bach, pers. Mitt.).

Die heute noch übliche Klassifizierung des Gütezustandes erfolgt durch Zuordnung in folgendes Bewertungsschema:

Güteklasse I: unbelastet bis sehr gering belastet

Gewässerabschnitte mit reinem, stets annähernd sauerstoffgesättigtem und nährstoffarmen Wasser; geringer Bakteriengehalt; mäßig dicht besiedelt, vorwiegend von Algen, Moosen, Strudelwürmern und Insektenlarven; Laichgewässer für Edelfische.

Güteklasse I-II: gering belastet

Gewässerabschnitte mit geringer anorganischer oder organischer Nährstoffzufuhr ohne nennenswerte Sauerstoffzehrung; dicht und meist in großer Artenvielfalt besiedelt.

Güteklasse II-III: kritisch belastet

Gewässerabschnitte, deren Belastung mit organischen, sauerstoffzehrenden Stoffen einen kritischen Zustand bewirkt; Fischsterben infolge Sauerstoffmangels möglich; Rückgang der Artenzahl bei Makroorganismen; gewisse Arten neigen zu Massenentwicklung; Algen bilden häufig größere flächenbedeckende Bestände.

Güteklasse III: stark verschmutzt

Gewässerabschnitte mit starker organischer, sauerstoffzehrender Verschmutzung und meist niedrigem Sauerstoffgehalt; örtlich Faulschlammablagerungen; flächendeckende Kolonien von fadenförmigen Abwasserbakterien und festsitzenden Wimpertieren übertreffen das Vorkommen von Algen und höheren Pflanzen; nur wenige, gegen Sauerstoffmangel unempfindliche tierische Makroorganismen wie Schwämme, Egel, Wasseraseln, kommen bisweilen massenhaft vor; geringe Fischereierträge^o mit periodischen Fischsterben ist zu rechnen.

Güteklasse III-IV: sehr stark verschmutzt

Gewässerabschnitt mit weitgehend eingeschränkten Lebensbedingungen durch sehr starke Verschmutzung mit organischen, sauerstoffzehrenden Stoffen, oft durch toxische Einflüsse verstärkt; zeitweilig totaler Sauerstoffschwund; Trübung durch Abwasser-schwebstoffe, ausgedehnten Faulschlammablagerungen, durch rote Zuckmückenlarven oder Schlammröhren-Würmer dicht besiedelt; Rückgang fadenförmiger Abwasserbakterien; Fische nicht auf Dauer und dann nur örtlich begrenzt anzutreffen.

Güteklasse IV: übermäßig verschmutzt

Gewässerabschnitte mit übermäßiger Verschmutzung durch organische sauerstoffzehrende Abwässer; Fäulnisprozesse herrschen vor; Sauerstoff über lange Zeiten in sehr niedrigen Konzentrationen vorhanden oder gänzlich fehlend; Besiedlung vorwiegend durch Bakterien, Geißeltierchen und freilebende Wimpertierchen; Fische fehlen; bei starker toxischer Belastung biologische Verödung.

Trophiestufe der Seen

Oligotrophe Seen

Klare, nährstoffarme Seen mit geringer Planktonproduktion, die am Ende der Stagnationsperiode noch mit über 70 % Sauerstoff gesättigt sind.

Mesotrophe Seen

Seen mit geringem Nährstoffangebot, mäßiger Planktonproduktion und Sichttiefen von über 2 m, die im Tiefenwasser am Ende Stagnationsperiode zu 30 bis 70 % mit Sauerstoff gesättigt sind.

Eutrophe Seen

Nährstoffreiche, im Tiefenwasser am Ende der Stagnationsperiode sauerstoffarme (0 - 30 % Sättigung), im Oberflächenwasser mit Sauerstoff übersättigte Seen mit Sichttiefen von meist unter 2 m und hoher Planktonproduktion.

Polytrophe Seen

Seen mit sehr hohem, stets frei verfügbarem Nährstoffangebot; Tiefenwasser schon im Sommer sauerstofffrei mit zeitweiser Schwefelwasserstoffentwicklung; Oberflächenwasser stark mit Sauerstoff übersättigt; Sichttiefe sehr gering; Massenentwicklung von Phytoplankton.

1.2 Gewässersysteme Nordbayerns

Die Fließgewässer Nordbayerns speisen im wesentlichen zwei Stromsysteme, nämlich als Hauptabfluß den die "Lebensader Frankens" verkörpernden Main mit der den Hauptanteil Mittelfrankens entwässernden Regnitz und in weit geringerem Ausmaß die Elbe mit den Zuflüssen sächsische Saale und Eger mit Nebengewässern. Zu erwähnen sind noch einige Quellläufe von Donauzuflüssen wie Haidenaab und Fichtelnaab und als größtes künstliches Fließgewässer der Rhein-Main-Donau-Kanal, der mit der teilweise integrierten Regnitz im derzeitigen Bauzustand Hilpoltstein und Bamberg verbindet. Größere natürliche Seen sind in Nordbayern nicht vorhanden, künstlich angelegte stehende Gewässer finden sich als Baggerseen in den Flußbauen entlang des Regnitz-, Itz- und Mainverlaufs, als Stau- und Speicherseen, z.B. Ködelstausee, Weißenstädter See, Förmitzalsperre, Untreu-See oder Ellertshäuser See, die als Trinkwasserreservoirs oder Naherholungsgebiete, sowie zur Energiegewinnung konzipiert sind. Die im Rahmen der Fischzucht angelegten ablaßbaren Teiche konzentrieren sich vor allem im Mittelfränkischen Becken, insbesondere im Aischgrund aufgrund der geringen Wasserdurchlässigkeit des Bodens, die eine vertikale Wasserbewegung verhindert (Anonymus, 1976).

1.2.1 Main-Regnitz-Einzugsgebiet

Der Oberlauf des Mains bis Bamberg floß vor Beginn der Eiszeiten, des Diluvium, durch das Tal der Regnitz in die Donau, während Schweinfurter und Würzburger Main, die von den Ost- und Südhängen der Rhön kamen, zunächst nach Süden strömten, ihre Richtung jedoch durch eine Bodenhebung des südlichen fränkischen Stufenlandes mit Bildung nach Westen in die oberrheinische Ebene wendeten. Eine Vereinigung der beiden Abschnitte zum größten Nebenfluß des Rheins fand nach Hebung der südlichen Frankenalb Ende des Tertiärs statt (Thienemann, 1950).

Zenk veröffentlichte 1889 (b) eine Beschreibung des Mittel- und Untermain, der den hydrographischen Charakter eines Gewässers der Barbenregion zeigte:

"Der Mainstrom ist nach seiner natürlichen Beschaffenheit dem Fischbestand im allgemeinen sehr günstig. Reiche Krümmungen und dadurch geschaffene wechselnde Tiefen und Strömungen, wie zahlreiche große und kleine Buchten geben den Fischen verschiedenster Gattungen vortreffliche Nahrungs- und Aufenthaltsplätze."

Die günstige Sonnenexposition infolge des Ost-West-Verlaufs des Maintales förderte nicht nur die Entwicklung des Weinanbaus, sondern war, in Verbindung mit geringer Wassertiefe und hohem Gehalt an organischer Substanz, Ursache für die Entwicklung einer reichen Wasserflora und -fauna und damit für die hohe Produktionskraft des Mains (Heuschmann, 1954), die ihn zu einem der fischreichsten Ströme Europas werden ließ und ihm den Beinamen "pisciferus" verlieh (Klausewitz, 1977b).

Im Regnitz-Maingebiet sind die mittleren Niedrigabflußspenden und auch die Grundwasserreservoirs wesentlich kleiner als im südbayerischen Donaugebiet, während die Bevölkerungsdichte um ein Drittel höher ist. Durch diese von Natur aus ungünstigeren wasserwirtschaftlichen Voraussetzungen verringert sich die Belastbarkeit der Gewässer mit Abwasser und Abwärme, wenngleich diese einer weitaus stärkeren Gewässernutzung ausgesetzt sind (Gärtner und Billmeier, 1982). Dies verdeutlichen die im Vergleich zu anderen Hauptvorflutern wie Donau, Rhein oder Ruhr wesentlich höheren Borkonzentrationen des Mains, die infolge fehlenden Abbaus oder Adsorption Indikatorfunktion für die Einleitung häuslicher Abwässer besitzen (Eppler, Reimann, 1983).

a) Obermain mit Quellflüssen

Bei Kulmbach vereinigen sich die beiden Quellflüsse des Mains, der Weiße und Rote Main. Der Weiße Main, der früher der Salmonidenregion angehörte (Herrmann, 1911) und dessen Quelllauf aufgrund Absenkung des pH-Wertes bereits seit dem Jahr 1955 fischleer ist (Thiem, 1967) entspringt im westlichen Fichtelgebirge aus Urgestein. Der langsamer strömende Rote Main, der ursprünglich außer Arten der Äschenregion viele "Weißfischarten" beherbergte (Herrmann, 1911) fließt an den Osthängen des fränkischen Jura herab. Die zufließende Warme Steinach

zeigt im Oberlauf wie der Weiße Main eine biologische Verödung durch außerordentlich niedrige pH-Werte (Thiem, 1967). Aufgrund geringer Besiedlungsdichte im Einzugsbereich des Gewässers weist der Weiße Main mit seinen mäßig belasteten Nebenbächen trotz stark schwankender Abflüsse eine durchwegs gute Wasserqualität der Saprobienklasse II auf, die sich im Bereich Kulmbachs verschlechtert. Der Rote Main dagegen, bis Bayreuth ebenfalls wenig Belastungen durch kleinere, nur mechanisch ausgerüstete Kläranlagen ausgesetzt (Anonymus, 1978), zeigt unterhalb Bayreuths bis zum Zusammenfluß hohe Phosphat- und Nitratwerte (Anonymus, 1984), also eine Eutrophierung, zunächst mit der Güteklasse kritisch belastet (II-III), im Unterlauf jedoch mit einer Verbesserung des Saprobienindex (II). Der Obermain, in früheren Zeiten ein reiner Barbenfluß (Brückner, 1926) besitzt nach Vereinigung der beiden Quellflüsse trotz Einfluß der wenig belasteten Weismain (II) bis zum Zufluß der Rodach die Gewässergüte II-III, da nur teilweise abgebaute Abwasserfrachten aus zahlreichen kleinen kommunalen Anlagen eingeleitet werden (Anonymus, 1978). Hinzu fließen vor Lichtenfels die aus den engen, mit Nadelholz bewaldeten Kerbtälern des Frankenwaldes hervorkommenden früheren Floßbäche der Forellenregion, die wilde Rodach, Rodach mit der oligotrophen Mauthaustalsperre, Kronach, Haßlach und Steinach mit deren Nebengewässern, die durch starkes Gefälle eine hohe Selbstreinigungskraft besitzen und durch benachbarte unwegsame Bewirtschaftungsflächen und dünne Besiedlung des Einzugsgebietes gekennzeichnet sind. Allerdings besteht, im Gegensatz zu Jura-Gewässern eine sehr hohe Abflußgeschwindigkeit, wodurch extreme Niedrigwasserstände hervorgerufen werden können (Anonymus, 1976). Die Gewässergüte unterschreitet, mit Ausnahme mehrerer Haßlachabschnitte, einer Teilstrecke der Rodach unterhalb Kronach, des Unterlaufs der wilden Rodach, der Steinach und Kronach die Beurteilung mäßig belastet (II) nicht, der auch die chemischen Indices, gemessen in der Rodach bei Marktzeuln und im Main vor Lichtenfels, entsprechen (Anonymus, 1984). Einer starken Versauerung mit pH-Werten von 5,5 sind die Tschirner Ködel und die von ihr gespeiste Vorsperre der Mauthaustalsperre, sowie die Ölschnitz bei Windheim ausgesetzt (zuständiger Gewässerbewirtschafter, pers. Mitt.; Klupp, pers. Mitt.). Unterhalb von Lichtenfels steigt die organische Verunreinigung des Mains bis zur Güteklasse II-III an, die von Breitengüßbach bis zur Regnitzmündung eine Güteverbesserung (II) zeigt. An diesen Schwankungen hat, zusätzlich zur Belastung durch kommunale Abwässer der Stadt Lichtenfels, die hier intensiv betriebene Landwirtschaft durch verstärkte Einschwemmung

von Nährstoffen teil (Anonymus, 1976). Das landschaftliche Bild der Flußstrecke zwischen Lichtenfels und Bamberg wird zudem durch eine Reihe von teilweise mit dem Fluß in offener Verbindung stehenden Baggerseen geprägt. Bei Breitengüßbach fließen von rechter Seite Itz mit Rodach, Lauter und Röden und die Baunach zu, die das landwirtschaftlich intensiv genutzte Itz-Baunach-Hügelland entwässern (Anonymus, 1976) und ursprünglich den ichthyologischen Charakter von Salmonidengewässern trugen (Brückner, 1926), mit Ausnahme der trägen, überwiegend Weißfische beherbergenden Baunach (Zenk, 1889b). Obgleich gute Abflußverhältnisse aufgrund großer Wasserspeicher der Itzauen vorliegen (Anonymus, 1976) und obere Itz, Lauter und Sulz nur mäßig belastet (II) sind, liegt unterhalb Coburgs, nicht zuletzt infolge außerordentlich starker organischer Belastung durch die aus dem Raum Sonneberg einfließende Röden, ein Abschnitt der Güteklasse III vor, der eine allmähliche Güteverbesserung flußabwärts erfährt und durch Zufluß der kritisch belasteten Rodach und Einleitung industrieller anorganischer und von Mulckereiabwässern (Anonymus, 1978) den Main als stark verschlammter und versandeter Vorfluter (Anonymus, 1985d) der Güteklasse II-III erreicht. Auch die aus den Haßbergen hinzukommende, langsam strömende, mit geringer Selbstreinigungskraft ausgestattete Baunach mit ihren teilweise biologisch verödeten Nebengewässern zeigt wechselnd eine mäßige, kritische Belastung (II und II-III), jedoch bestehen Verschlammungen und Faulschlammabildung (Anonymus, 1985d). Die chemischen Indices bei Itz und Baunach weisen auf das Bestehen einer starken Eutrophierung hin (Anonymus, 1984), zumal aufgrund fehlenden Uferbewuchses ein ungehinderter Abtrag der bis an die Ufer reichenden landwirtschaftlichen Flächen, aber auch eine verstärkte Erwärmung stattfinden (Anonymus, 1985d). Der Main selbst zeigt von Itz-Regnitzeinfluß eine mäßige (II), danach bis zum Erreichen der Bezirksgrenze Unterfranken eine kritische Verunreinigung (II-III), wobei die chemischen Werte, gemessen bei Hallstadt, wiederum Veranlassung zu einer schlechteren Bewertung geben (Anonymus, 1984).

b) Regnitz - Einzugsgebiet

Das Gebiet ist mit Ausnahme der Jurabereiche gekennzeichnet durch große Niederschlagsarmut und mangelnde Sorptionsfähigkeit der Böden, die entsprechend geringe mittlere Abflußspenden zur Folge haben, sowie durch geringe Fruchtbarkeit des Keuper-Lias-Sandsteins, wodurch eine industrielle Ansiedlung gefördert

wurde (Anonymus, 1976). Die verhältnismäßig reichen Sandfrachten der Gewässer erklären das mäßige Aufkommen von Fischnährtieren (Heuss, 1981). Zusätzlich charakterisiert werden diese Gewässer durch ein geringes Gefälle, wodurch Flüsse wie fränkische und schwäbische Rezat, Aurach, Bibert, Zenn, Aisch oder Reiche Ebrach nur wenige Abschnitte der Forellen- und Äschenregion aufweisen und geringe Selbstreinigungskraft besitzen (Heuss, 1981). Die den Hauptanteil der Frankenalb, den Steigerwald, die Frankenhöhe und das mittelfränkische Becken entwässernde Regnitz entsteht aus dem Zusammenfluß der Rednitz, die durch die fränkische Rezat von der Frankenhöhe herabfließt, und der dem Jura entspringenden Pegnitz. Die Quellbäche der Rednitz sind fränkische und schwäbische Rezat. Die fränkische Rezat zeigt durchgehend eine Wassergüte von II-III, die noch 1979 als übermäßig verschmutzt (IV) eingetragene Gewässerstrecke unterhalb Ansbachs (Gärtner und Billmeier, 1982) konnte sich durch Kläranlageneinsatz wesentlich verbessern. Die schwäbische Rezat weist am Einfluß des Felchenbaches eine starke, ansonsten eine kritische Verunreinigung (II-III) auf, die auch die Beschaffenheit der Rednitz durchgehend prägt, die ursprünglich den ichthyologischen Charakter eines Barbenflusses trug (Rosenhauer, 1858). Durch das Kraftwerk Franken I wird Abwärme eingeleitet. Der Brombach ist einer mäßigen Belastung ausgesetzt. Besonders zu erwähnen ist hier die geplante Überleitung von Wasser aus dem bereits fertiggestellten Altmühlstausee bei Gunzenhausen, dessen Fläche der des Kochelsees entspricht, in die in der Vorsperre bereits geflutete Brombachtalsperre, sowie die Igelbachsperre und damit in die schwäbische Rezat bei Wassermangelzuständen des Regnitz-Main-Gebietes. Die Gesamtwasserfläche dieses Speichersystems wird 1270 ha (Vergleich: Tegernsee mit 911 ha) betragen. Die endgültige Flutung des Brombachspeichers ist für das Jahr 1986 vorgesehen (Janke, 1985). Schwäbische und mehr noch fränkische Rezat sowie Rednitz besitzen einen hohen Eutrophierungsgrad (Anonymus, 1984), die chemischen Meßwerte zeigen außerordentlich hohe Phosphat- und Nitratkonzentrationen bzw. eine hohe Leitfähigkeit. Eine Ermittlung der Schwermetall- und Organochlorgehalte von aus der Rednitz entnommenen Fischen zeigte unbedenkliche Werte (Piwernetz, pers. Mitt.). Die Roth, Finsterbach, Heubach, südliche Aurach, die im Unterlauf eine Verbesserung der Wasserqualität (II) aufweist, Schwabach und auch die von der Frankenhöhe herabfließenden Bibert mit Ausnahme des mäßig verunreinigten (II) Oberlaufs sowie Schwabach, Zenn, mittlere Aurach und Seebach, die Rosenhauer (1858) ausnahmslos als Barbengewässer beschrieb,

zeigen vorwiegend die Güteklasse II-III infolge überwiegender Einleitung ungeklärter oder ungenügend geklärter kommunaler Abwässer (Pleyer, 1981a), wobei auch die z.T. verrohrten Nebenbäche lediglich in den Oberläufen die Wassergüte II erreichen und aufgrund gestörter Selbstreinigung nicht selten starke Verschmutzung (III) aufweisen.

Auch die kritisch belastete Roth wird mit Entstehung des mit dem RMD-Kanal kommunizierenden Rothsees, dessen Bau im Mai 1985 begann, in das Wasserüberleitungssystem Donau-Main integriert werden (Janke, 1985). Der Seebach unterliegt heute streckenweise einer starken bis übermäßigen (III, III-IV und IV) Verschmutzung mit biologischer Verödung. Die die mittlere Frankenalb entwässernde Schwarzach, nach dem hydrographischen Charakter ein Gewässer der Forellen- und Äschenregion (Anonymus, 1893), ist ebenfalls durchgehend einer kritischen Belastung ausgesetzt, der zufließende Gauchsbach wird als stark verschmutzt bewertet. Auffallend hohe NH_4^+ -Konzentrationen prägen den geringen chemischen Index der Schwarzach (Anonymus, 1984). Bei Nürnberg fließen Rednitz und Pegnitz zur Regnitz zusammen. Die Pegnitz wird durch das den Juragewässern eigene Abflußverhalten geprägt, nämlich ausgeglichene Wasserführung und Wassertemperaturen (Anonymus, 1976). Ihre durch größeres Gefälle und nährstoff- und damit pflanzenreicheren Gewässergrund hohe Selbstreinigungskraft bedingt zumindest im Oberlauf eine gute Wasserqualität (I-II und II), auch die im Mittellauf streckenweise kritische Belastung (II-III) aufgrund hoher Besiedlungsdichte und häuslicher und industrieller Einleitungen (Anonymus, 1978) wird verbessert (II), allerdings überwiegt im Unterlauf eine Verschlechterung zu Güteklasse II-III. Eine chemische Rückstandsuntersuchung entnommener Fische ergab keine Belastung mit Schwermetallen oder Organochlorverbindungen (Pivernetz, pers. Mitt.). Die Regnitz ist bis zum Einlauf der Zenn als stark verschmutzt bewertet (III), nicht zuletzt durch Einleitung der städtischen Klärwerke Nürnbergs, aber auch industrieller Betriebe (Anonymus, 1978). Im Anschluß entwickelt sie trotz, allerdings mit intensiver O_2 -Belüftung gekoppelter Abwärmebelastung durch das Kraftwerk Franken II (Bauer u.a., 1982), eine Güteverbesserung (II-III) bis zum Zufluß des Seebachs, der eine wiederum starke Verschmutzung (III) verursacht. Eine zusätzliche Unterstützung der Selbstreinigung findet durch Einfluß der Wiesent statt, wodurch die Regnitz den Main mit der Güteklasse II-III erreicht. Der teilweise in die Regnitz integrierte RMD-Kanal zeigt

im Bereich des Wiesenteinflusses eine Verschlechterung von bisher mäßig (II) zu kritisch (II-III) belastet. Der sehr geringe chemische Index der Regnitz bei Hüttendorf weist auf eine starke Eutrophierung hin (Anonymus, 1984). In noch ausgeprägterem Maße als die Pegnitz besitzt die fränkische Schweiz entwässernde Wiesent als typischer Karstfluß mit seinen Nebengewässern Truppach, Ailsbach, Püttlach, Trubach, Leinleiter und Aufseß außerordentlich günstige Voraussetzungen für gute Wasserqualität, die zusätzlich aufgrund unwegsamer Kastentäler und wasserarmer Hochebenen wenig durch Besiedlung gefährdet ist. Der hohe natürliche Nährstoffgehalt des Wassers fördert eine reiche höhere Wasserflora und damit hohe Selbstreinigungskraft (Anonymus, 1976) der klassischen Salmonidengewässer (Rosenhauer, 1858). Aus diesen Gründen weisen die Flüsse der nördlichen Frankenalb mit wenigen örtlich begrenzten Ausnahmen die Güteklasse II auf, stärker belastet ist der Unterlauf der Wiesent bei Forchheim (II-III). Die hauptsächlich durch Landwirtschaft beeinflussten Steigerwaldflüsse Reiche und Rauhe Ebrach, Aurach und Aisch, ursprünglich mit Ausnahme der Oberläufe mit Nase, Barbe und Rutte besetzt (Zenk, 1889b; Herrmann, 1911; Pleyer, 1981b), zeigen aufgrund geringer Besiedlung etwas günstigere Güteverhältnisse als die südlichen Nebengewässer der Regnitz (II und II-III). Allerdings finden, insbesondere in der Reichen Ebrach und Aisch, deren Uferbewuchs bei der Begrünung entfernt wurde, Einträge aus landwirtschaftlichen Flächen statt, wobei die ursprüngliche Grünlandwirtschaft zugunsten des Ackerbaus, insbesondere des erosionsfördernden Maisanbaus, zurückgedrängt wird (Anonymus, 1985d). Infolge geringer Durchlässigkeit der sandig-tonigen Böden und des daraus folgenden Wasserstaus ist dieses Gebiet durch intensive Teichwirtschaft, vor allem Karpfenzucht, gekennzeichnet, die einen Teil der Gewässerbelastung darstellt (Anonymus, 1976). Der chemische Index der Aisch bei Traisldorf zeigt einen im Vergleich zur Wassergüte II sehr niedrigen Wert von 43 mit außerordentlich hohem Salz- und Schwebstoffgehalt (Anonymus, 1984).

c) Mittel- und Untermain

Mit dem Eintritt nach Unterfranken teilt der Main die geologisch einer Einheit, dem nährstoffarmen Keuper-Sandstein, angehörenden Gebiete des Steigerwaldes und der Haßberge. Unterhalb der Regnitzmündung bestimmt nun eine Kette von durchschnittlich 2-3 Meter hohen und 12 km langen Stauhaltungen den Charakter des Mains bis Kahl, dessen Belastung bis zum Einfluß der Naßbach kritisch (II-III),

danach bis Schweinfurt mäßig (II) ist. Allerdings wird das Gütebild des gesamten Mittel- und Untermain durch eine starke Eutrophierung geprägt (Eppler, Reimann, 1983), an der die regelmäßige Aufstauung des Flusses einen erheblichen Anteil trägt. Aus den Haßbergen fließt die träge strömende, mit geringer Selbstreinigungskraft ausgestattete Naßach hinzu, die Bundschuh 1804 als "fischreichen Bach", Zenk 1889 (b) jedoch bereits als "dem Fischbestande wenig günstig" beschrieben und die trotz geringer industrieller und kommunaler Frachten wechselnd die Güteklasse II und II-III besitzt. Im Raum Schweinfurt als einem der Belastungsschwerpunkte des Mains finden zahlreiche industrielle, Abwärme- und Kläranlageneinleitungen statt (Anonymus, 1978), insbesondere aus dem Kraftwerk Grafenrheinfeld, wodurch sich der Saprobienindex unterhalb Schweinfurts erheblich verschlechtert (III), jedoch flußabwärts eine Verbesserung zu kritisch belastet (II-III) erfährt. Beim Landschaftsschutzgebiet Volkacher Mainschleife fließt aus dem Weinenbaugebiet Steigerwaldvorland die vorwiegend kritisch (II-III) belastete, stark ausgebaute, ursprünglich der Barbenregion angehörende (Zenk, 1889b) Volkach hinzu, im weiteren Flußverlauf die gleichermaßen verunreinigten Schwarzach, Sickersbach und Breitbach. Mit dem Einfluß des stark verunreinigten Thierbachs (III) und infolge organischer Verunreinigung durch die Zuckerfabrik in Ochsenfurt (Anonymus, 1978) verschlechtert sich der Saprobienindex des Mains wiederum in einem kurzen Bereich von mehreren Kilometern. Auch die bei Würzburg aus den Maingäuplatten einfließende Pleichach zeigt im Unterlauf eine starke Verschmutzung (III), allerdings besteht durch die Kläranlage der Stadt Würzburg trotz großer Abwasserkapazität eine verhältnismäßig geringe Erhöhung von Ammonium, Phosphat und organischem Kohlenstoff (Eppler, Reimann, 1983), wodurch die Wassergüte bis zum Wernzufluß eine Hebung bis mäßig verunreinigt erfährt. Auch die chemischen Indices, gemessen oberhalb und unterhalb Würzburgs, entsprechen der Güteklasse II-III (Anonymus, 1984). Bei Wernfeld fließt aus der Wern-Lauer-Platte, einem Gebiet mit großen Retentionsflächen aus durchlässigem Muschelkalk und darum mit ausgeglichener Wasserführung, die aufgrund der Fruchtbarkeit der Böden hauptsächlich landwirtschaftlichen Belastungen ausgesetzte Wern zu (Anonymus, 1976), die nach Bundschuh (1804) "nicht fischreich und mit vielen Mühlen versehen" war, nach Zenk (1889b) "träge fließend und mit trübem Wasser" ein natürliches Barben-Brachsengewässer darstellte und heute wie damals mit zahlreichen Stau- und Triebwerksanlagen besetzt ist. Ihre Belastung ist mit Ausnahme des stark verschmutzten Oberlaufs (III) und einiger

stellenweise sehr stark bis übermäßig (III-IV und IV) verschmutzter Nebenbäche, wechselnd kritisch (II-III) bis, besonders im Unterlauf, mäßig (II). Auffällig erscheinen in der chemischen Analyse die außerordentlich hohe Leitfähigkeit des Wassers und die großen Phosphat-, vor allem aber Nitratfrachten (Anonymus, 1984).

Bis zum Zufluß der fränkischen Saale mit Sinn bei Gemünden zeigt der Main die Güteklasse II-III, danach bis Lohr II. Die durch Mäanderbildung mit großer Retentions- und Selbstreinigungskraft ausgestattete fränkische Saale entspringt in den Haßbergen, durch die trägen Fließeigenschaften aller Haßbergeflüsse geprägt, nimmt jedoch durch den Einfluß der kälteren Rhönbäche, die auch den unausgeglichene Abflußcharakter verursachen (Anonymus, 1976), streckenweise den Charakter eines Forellen- bzw. Äschengewässers an (Zenk, 1889b). Im Oberlauf mäßig bis stark verschmutzt (II, II-III und III), bis Einfluß der Milz kritisch (II-III), zeigt die fränkische Saale überwiegend mäßige Belastung (II), die auf kurze Strecken wie durch Zufluß der Lauer oder Schondra Verschlechterungen (II-III) ausgesetzt ist. Aufgrund der besonderen geographischen Verhältnisse der Saale werden im Oberlauf bei Salz bei gleichem Saprobienindex und geringerer Besiedlungsdichte höhere Salzfrachten und Leitfähigkeit und damit ein geringerer chemischer Index gemessen als im Unterlauf bei Gemünden (Anonymus, 1984).

In der Milz, einem in den natürlichen Voraussetzungen klassischen Äschengewässer (Zenk, 1889b), besteht eine wechselnde Wassergüte von II-III und II. Der Unterlauf besitzt mit dem Übertritt in den Muschelkalk durch größeres Gefälle und naturnahe Strukturen eine verbesserte Selbstreinigungskraft (Anonymus, 1985d). Die nun zufließenden, durchgehend der Forellen- oder Äschenregion angehörenden Rhönbäche Streu, Brend, Thulba und Schondra erfahren eine geringe bis kritische, stellenweise sogar starke Verschmutzung durch überwiegend organische Einträge aus nicht abwassersanierten Ortschaften, es überwiegt jedoch eine mäßige Belastung (II). Eine Ausnahme bildet der Unterlauf der Schondra, die die Saale durch Abwässer aus einer Papierfabrik bei Gräfenfurt als organisch stark belastete Vorfluter (III) erreicht (Anonymus, 1985d). Die im allgemeinen gute Wasserqualität der Rhönbäche ist bedingt durch hohe Niederschlagsmengen, gepaart mit geringer Besiedlungsdichte und mangelnder Eignung zur intensiven Landwirtschaft, sowie hohe Eigendynamik der Flüsse mit guter Belüftung und natürlich strukturierten Flußläufen (Anonymus, 1976). Dies trifft insbesondere für die im Oberlauf

allerdings durch ungenügende Abwassersanierung kritisch belastete (II-III) Sinn zu, die den Unterlauf der fränkischen Saale speist, was auch die chemische Analyse des Sinnwassers bei Gemünden spiegelt, denn der chemische Index liegt bei sehr geringer Leitfähigkeit, hoher Sauerstoffsättigung, unterdurchschnittlichem biochemischen und chemischem Sauerstoffbedarf und niedrigen Salzfrachten für Nordbayern ungewöhnlich hoch. Einem Wechsel der Güteklassen III bis II unterliegt die durch die Wern-Lauer-Platte fließende Lauer mit dem eutrophen Ellertshäuser See, der, vor 30 Jahren zur Unterstützung der geringen Sommerabflüsse errichtet, im Oktober 1983 wegen verbessernder Baumaßnahmen gänzlich abgelassen und von Faulschlamm befreit, im Herbst 1984 nach Installierung einer Seebelüftung jedoch bereits neu mit Fischen besetzt wurde (Wondrak, 1984, 1985b). Die in seinem nach Süden gerichteten Lauf dem Main zuströmenden Spessartbäche Lohr und Hafenlohr, sowie Haßloch, nach Zenk (1889b) sehr gute Forellen- und Äschengewässer, sind gekennzeichnet durch Nährstoffarmut seiner mit geringer Pufferkapazität ausgestatteten, kalkarmen Buntsandsteinböden, die, im Gegensatz zu den abgeholzten, geologisch gleichartigen Hochflächen der Rhön, vorwiegend mit Fichtenwäldern bedeckt sind und dadurch eine fortschreitende Versauerung der Gewässer hervorrufen (Anonymus, 1976). Die geringe industrielle, kommunale und auch landwirtschaftliche Belastung der Lohr, vor allem der Hafenlohr und des Haßlochbaches erfuhr in den letzten Jahren eine Intensivierung, so daß insbesondere die 1979 noch als gering belastet (I-II) bewertete Hafenlohr eine Verschlechterung des Saprobienindex zu II bis II-III entwickelte (Gärtner und Billmeier, 1982, Anonymus, 1985b), die auch die Beschaffenheit des Mains in wechselnder Folge bis Aschaffenburg prägt. Insgesamt ist nämlich im sogenannten "Mainviereck" von Lohr bis Aschaffenburg bei Vergleich der Gewässergütekarten 1979 und 1984 (Gärtner und Billmeier, 1982; Anonymus, 1985b) eine Güteminderung zu beobachten, die unter anderem auf starke organische Einträge aufgrund ungenügender Sanierung der Regenwasserentlastungen in den niederschlagsreichen letzten Jahren zurückzuführen ist (Anonymus, 1985d). Im Raum Aschaffenburg findet durch eine beträchtliche Anzahl industrieller und kommunaler Einleitungen, aber auch durch Kühlwasserzufuhr, insbesondere durch Zellstoffherstellung (Anonymus, 1978) trotz erheblicher Sanierungsmaßnahmen (Anonymus, 1985d) eine Erhöhung des Saprobienindex zu stark verschmutzt (III) statt. Vor dem Erreichen des hessischen Gebietes verbessert sich dieser zur Güteklasse II-III. Die chemischen Daten zeigen bei Kleinheubach und Kahl der biologischen Untersuchung entsprechende Ergebnisse,

erwähnenswert ist die kontinuierliche Zunahme des chemischen Sauerstoffbedarfs als Spätreaktion auf vorangegangene organische Belastungen (Anonymus, 1984). Zwischen Steinbach und Eichel ist eine Zunahme der Konzentrationen an Ammonium und Nitratstickstoff zu bemerken, die wahrscheinlich durch Direkteinleiter verursacht wird, dagegen findet eine Verminderung der Phosphatfrachten statt (Eppler, Reimann, 1983). Ebenso ergaben regelmäßige Untersuchungen der bayerischen Landesanstalt für Wasserforschung, München, daß die Schwermetallgehalte des Flußwassers im Bereich der Nachweisgrenzen lagen (Eppler, Reimann, 1983). Die bei Wertheim von der Frankenhöhe zufließende Tauber besitzt im bayerischen, der Salmonidenregion angehörenden Oberlauf die Güteklasse II-III bis II. Die Mud, die als Odenwaldfluß mit hoher Eigendynamik bei Miltenberg den Main speist und nach Zenk (1889b) ein Forellen- und Äschengewässer darstellte, ist einer vorwiegend mäßigen (II), teilweise kritischen (II-III) Belastung ausgesetzt und weist bei Miltenberg einen hohen chemischen Index von 68 mit geringen Nitrat- und Phosphatwerten auf (Anonymus, 1984). Die Güteklasse II-III überwiegt bei den den Odenwald entwässernden ursprünglichen Barbegewässern (Zenk, 1889b) Mömling und Gersprenz, die, abflußberuhigt, erhebliche Faulschlamm-bänke aufweist, sowie in den natürlicherweise Forellen und Äschen tragenden (Zenk, 1889b) Spessartbächen Elsava, Aschaff und Kahl. Der stark ausgebaute Unterlauf der Elsava zeigt eine Verödung des Organismenbestandes, im dicht besiedelten Unterlauf der Aschaff besteht eine sehr starke Verschmutzung mit nahezu sterilen Strecken, die Kahl erfährt im Unterlauf aufgrund zahlreicher industrieller organischer und Kühlwassereinleitungen (Anonymus, 1978), potenziert durch Stauhaltungen eine Ausbildung von Faulschlambänken mit Sphaerotilus-Treiben im Winter (Anonymus, 1985d).

1.2.2 Bayerisches Elbegebiet

Das Thüringisch-Fränkische Mittelgebirge, Fichtelgebirge und Frankenwald, bildet die Hauptwasserscheide zwischen den Flußgebieten des Rheins und der Elbe, der sächsischen Saale, Eger, Lockwitz und Wondreb tributär sind. Allerdings finden sich in bayerischem Gebiet nur die Oberläufe dieser Gewässer. Die nährstoffarmen und saueren Verwitterungsböden aus magmatischen Gesteinen, nämlich Gneis in der Münchberger Hochfläche, Granit im Hohen Fichtelgebirge, die klimatische Benachteiligung, die die Vegetationsperiode um mehr als 30 Tage verkürzt,

und das Überwiegen von Hanglagen förderten außer industrieller Ansiedlung die Entwicklung intensiver Forstwirtschaft mit Bevorzugung von Fichtenmonokulturen (Anonymus, 1976). So sind, in Anbetracht der gegenüber Schadstoff-, insbesondere SO_2 -Emissionen exponierten grenznahen Lage, vor allem die Quelläufe der wenig durch Besiedlung belasteten Waldbäche zunehmend durch Versauerung gefährdet (Steidle und Pongratz, 1984). Das Abflußverhalten der bayerischen Elbezuflüsse ist aufgrund geringen Speichervermögens des Untergrundes unausgeglichen und begünstigt trotz reicher Niederschlagsmengen und großer Waldbestände extreme Niedrigwasserführungen, die die Belastbarkeit der Vorfluter mit gemäß der Art der ansässigen Industrie häufig toxischen Frachten beträchtlich senken und denen durch Bau von Speicherseen begegnet wird (Anonymus, 1976).

a) Sächsische Saale und Selbitz, sowie Lockwitz

"Die Saale, mit ziemlich starkem Gefälle vom Abhange des Waldsteins zum Saalgrund eilend, führt in ihrem ersten Laufe, der durch verschiedene Quellflüßchen verstärkt wird, klares, reines und ausschließlich mit Bachforellen besetztes Wasser. Schon bei Sparneck läßt das Gefälle nach und in verlangsamtem Laufe wird der Untergrund weich und moorig; zur Forelle gesellen sich bald Äschen, kleine Weißfischarten, Hechte und Aalraupen.....". So schildert Herrmann (1911) das ursprüngliche Bild der Saale, deren starke Verunreinigung im Hofer Raum er bereits beklagt: "nur die widerstandsfähigsten Arten sind noch zu finden und auch diese müssen periodenweise eintretenden Katastrophen z.T. erliegen". Nach Schubert (1934a, b) stellten Aal und Hecht in den vergangenen Jahrhunderten die wertvollsten Fische der Hofer Saale dar, die auch durch Bundschuh (1804) mit Selbitz und Regnitz als ungemein fischreich beschrieben wird.

Die das Fichtelgebirge nach Norden entwässernde sächsische Saale besitzt in ihrem Oberlauf eine hohe Selbstreinigungskraft, die mit geringer Besiedlungsdichte den hohen Gütegrad von I-II und II seiner Quellflüsse begründet, der bis zum Einfluß der nördlichen Regnitz unterhalb Hof's beibehalten wird. Danach tritt eine Verschlechterung zu II-III ein, die sich entlang des Grenzverlaufs zur DDR bis zum Übertritt zu starker Verschmutzung steigert. Eine deutliche Besserung im Vergleich der Gütekarten von 1979 und 1984 (Gärtner und Billmeier, 1982; Anonymus, 1985) kann unterhalb Hof's durch forcierte Abwasserreinigung verzeichnet werden. Die chemischen Daten bzw. der chemische Index von 19,

gemessen bei Joditz, zeigen allerdings eine außerordentlich starke organische Belastung mit hohem biochemischem Sauerstoffverbrauch und äußerst geringer O_2 -Sättigung (Anonymus, 1984). Der in den eutrophen Förmitzsee einmündende Forellenbach (Herrmann, 1911) Förmitz zeigt die Wassergüte I-II.

In der bei Fattigau der Saale zufließenden Lamitz, einem reichen Forellengewässer (Herrmann, 1911), deren Quelllauf seit 1940 durch Versauerung keinen Fischbestand mehr aufweist (Thiem, 1967), besteht im Oberlauf geringe bis mäßige Belastung, unterhalb Kirchenlamitz starke Verschmutzung, die durch Selbstreinigung bis zur Güteklasse II im Unterlauf beseitigt wird. Der bei Martinlamitz zufließende Steinbach unterliegt im Quellbereich mit einigen Nebenbächen ebenfalls einer starken Versauerung (Steidle, Pongratz, 1984). Bei Oberkotzau mündet die mit ihren Quellbächen Höllbach und Perlenbach ebenfalls der Forellenregion angehörende Schwesnitz, die, mit Ausnahme des kritisch belasteten Mittellaufs, einer mäßigen Belastung ausgesetzt ist, wobei allerdings industrielle toxische Frachten vorhanden sind (Anonymus, 1976). Die vor Hof hinzukommende südliche Regnitz, nach Herrmann (1911) ursprünglich mit "allerlei Weißfischarten, Aalraupen und Hechten" gut besetztes "ansehnliches Flößchen", besitzt wie die nördliche Regnitz im Mittellauf die Wassergüte II-III, im Ober- und Unterlauf II. Die den eutrophen Untreusee speisende, natürlicherweise Forellen tragende Ülschnitz zeigt eine mäßige Verunreinigung, der Göstrabach dagegen, im Oberlauf ebenfalls mäßig belastet, erreicht die Saale als übermäßig verschmutzter Vorfluter. Im Oberlauf weist die durchgehend Charakter der Forellenregion besitzende (Herrmann, 1911) Selbitz die Güteklasse II auf, nach Helmbrechts III und II-III, im Mittellauf überwiegt der Saprobienindex II, der sich unterhalb Nailas zu III-IV erhöht und bis zum Zufluß der Saale zu kritischer Belastung gesenkt wird.

Im Lehstenbach findet sich teilweise kritische, überwiegend jedoch mäßige Verunreinigung. Die aus dem Frankenwald herabfließende Lockwitz schließlich, früher ein ausgezeichnetes Forellengewässer (Herrmann, 1911), wird in der Gütekarte nicht aufgeführt.

b) Eger und Rösrau

Die Eger bildet mit der Rösrau den östlichen Abfluß des Fichtelgebirges, Herrmann (1911) veröffentlichte von ihr folgende Beschreibung: "Die Eger hat ihre Quelle

am nördlichen Abhange des Schneeberges inmitten großer Waldkomplexe. Ihr rascher, oft in kleinen Kaskaden stürzender Lauf, das kühle, klare Wasser, der fest, in Geröll- und Geschiebform auftretende Granituntergrund geben ihr ohne weiteres das Gepräge eines typischen Forellnbaches." Allerdings nehme sie mit steigenden Temperaturen und trägem Lauf den Charakter eines Barbergewässers an. Sie weist bis zum Einfluß in den eutrophen Weißenstädter See eine sehr geringe bis mäßige Belastung, jedoch oberhalb Voitsumras sehr niedrige pH-Werte (pH 5,0) auf (Klupp, pers. Mittl.), die auch die Quellbereiche zufließender Bäche, insbesondere des seit 1940 bzw. 1960 fischfreien Zinnbaches bzw. Birkenbachs, sowie des bei Marktleuthen mündenden Lehstenbachs (Thiem, 1967), prägen. Nach Verlassen des Weißenstädter Sees unterliegt die Eger einer wechselnden Gewässergüte von II und II-III, nach Zufluß der Selb von II, bis sie sich vor Erreichen der Staatsgrenze zur CSSR zu II-III verschlechtert. Oberhalb Schwarzenhammer fließt die Selb zu, die nach Herrmann (1911), reich an Wasserpflanzen, verschiedenste Fischarten beherbergt. Im Ober- und Unterlauf unterhalb Selb besteht eine kritische, im Mittel- und Zulauf eine mäßige Verunreinigung. Die Röslau, die vom Ostabhang des Schneebergs herabfließt und im Ober- und Mittellauf ein Forellengewässer darstellte (Herrmann, 1911), wobei sie oberhalb der Vordorfer Mühle (pH 5,0) mit dem zufließenden Zinnbach (pH 4,5) (Fischer-Scherl, pers. Mitt.) nach Thiem (1967) bereits 1940 infolge Versauerung ohne Fischbestand war, zeigt im Oberlauf die Wassergüte I-II. Auch der Lingenbach erwies sich bei Untersuchungen des Instituts für Zoologie und Hydrobiologie, München, als fischfrei (Fischer-Scherl, pers. Mitt.). Die Belastung der Röslau steigt unterhalb Tröstaus zur Güteklasse II-III an, die im gesamten Verlauf mit einer Steigerung im Bereich Wunsiedel zu III beibehalten wird. Auch in der bei Seussen mündenden Kösseine, die im Oberlauf bei einer herbstlichen Abfischung keinerlei Fischbestand aufwies (pH 6,39) (Fischer-Scherl, pers. Mitt.), findet man eine durchgehend kritische Belastung, in der Feisnitz mit dem mesotrophen Feisnitzspeicher eine mäßige. In der Kösseine besteht durch die in Marktrechwitz ansässige chemische Fabrik, die im Juli 1985 wegen bedeutender Überschreitung der zulässigen Immissionsgrenzwerte für Quecksilber durch Gerichtsbeschluß stillgelegt wurde, eine starke Exposition gegenüber Hg-Einträgen (Klupp, pers. Mitt.), wobei trotz forcierter Abwassersanierung die lange biologische Halbwertszeit des Quecksilbers ein besonderes Gewicht erhält (Wachs, 1982). So wurden bei Untersuchungen des Landratsamtes Wunsiedel stark überhöhte Hg-Gehalte in Fischen der Kösseine und Röslau festgestellt (Klupp, pers. Mitt.). Der Index der chemischen

Wasseranalyse, gemessen bei Fischern, zeigt, außer Anzeichen einer organischen Belastung, einen im Vergleich mit dem Saprobienindex hohen Wert (Anonymus, 1984), der durch die toxische Belastung zu erklären sein könnte.

c) Wondreb

Die aus dem Oberpfälzer Wald abfließende Wondreb, deren hydrographischer Charakter nach dem Oberpfälzischen Kreisfischereiverein (Anonymus, 1893) im oberen Lauf der Forellen- und Äschen-, im weiteren Verlauf der Barbenregion zuzuordnen ist, unterliegt bis zum Zufluß des Seibertsbaches einer geringen bis mäßigen (I-II und II), zwischen Großkonreuth und Wondreb einer kritischen (II-III) Belastung und erreicht die Grenze zur CSSR als kritisch verunreinigter Vorfluter. Auch hier fällt bei der chemischen Wasseranalyse der im Vergleich mit der Saprobienbeurteilung hohe chemische Index auf (Anonymus, 1984).

2. Die Fischfauna des bayerischen Main- und Elbegebietes

2.1 Allgemein

Die Zusammensetzung der autochthonen nordbayerischen Fischfauna wurde durch eiszeitliche Einflüsse geprägt, da postglazial, mit Ausnahme einer kurzzeitigen Verbindung von Donau, Oberrhein und Rhone, eine unüberwindliche räumliche Trennung der Rhein- und Mainzuflüsse vom Donaueinzugsbiet stattfand (Thienemann, 1950). Obgleich das Maingebiet von dauernden Vereisungen verschont blieb, wurde doch die Fauna und Flora des vorhergehenden Zeitalters, des Tertiär, teilweise vernichtet, wodurch das faunistische Bild des Main Einzugsbereichs durch spätere Zuwanderung aus dem Rheingebiet und damit aus nördlichen Stromsystemen geprägt wurde, deren Artenspektrum sich durch Speisung aus nordöstlichen eisfreien Zonen formierte (Thienemann, 1950; Stadler, 1961). Der Donauraum dagegen erfuhr eine Zuwanderung präglazialer Arten aus südöstlichen, nicht von der Vereisung betroffenen Gebieten. Aus diesem Grunde sind die Gewässer der Donau denen des Mains und der sächs. Saale an Artenreichtum überlegen, zumal nicht alle Arten der von Nord- und Ostsee beeinflussten nordeuropäischen Stromsysteme den Weg in Bayerische Gewässer fanden. So waren im Main und seinen

Zuflüssen sowie in der sächsischen Saale und Eger folgende Fischarten, die in Bayern inzwischen ohne Ausnahme nach der Roten Liste bedrohter Tiere in Bayern von 1983 als stark gefährdet bzw. ausgestorben beurteilt werden (Asen u.a., 1983), niemals zu finden (Siebold, 1863; Jäckel, 1864; Zenk, 1889; Thienemann, 1950; Ladiges und Vogt, 1965; Lelek, 1976; Muus, Dahlström, 1981): Huchen (*Hucho hucho*), Mairénke (*Chalcalburnus chalcoides* men.), Perlfisch (*Rutilus frisii meidingeri*), Frauennerfling (*Rutilus pigus virgo*), Zobel (*Abramis sapra*), Seerüßling (*Vimba elongata*), die Barscharten Schrätzer (*Acerina schraetzer*), Streber (Zingel Streber), Zingel (Zingel zingel) sowie Steingreßling (*Gobio uranoscopus*), Sterlet (*Accipenser ruthenus*) und Donauneunauge (*Endontomyzon danfordi*), ebenso die in den Alpenseen heimischen Seeforelle (*Salmo trutta lacustris*) und Seesaibling (*Salvelinus alpinus salvelinus*). Der Wildkarpfen (*Cyprinus carpio*) wurde nach Nordbayern aus dem Donauraum bereits in der Antike bzw. im Mittelalter eingeführt (Banarescu, 1982), der auch in Nordeuropa auftretende Zander (*Stizostedion lucioperca*) Ende des 19. Jahrhunderts (Klausewitz, 1977a). Auch der Giebel (*Carassius auratus gibelio*) konnte in das Maingebiet vordringen, wurde jedoch nur äußerst selten gefangen, wobei von Rosenhauer (1858) und Stadler (1961) die Möglichkeit eines Austausches durch den Ludwig-Donau-Main-Kanal und eine Verbindung der Altmühl mit der schwäbischen Rezat bei Hochwasser geschildert werden.

Während Siebold (1863) annahm, der Wels steige zuweilen aus dem Mittelrhein in den Unterlauf des Main auf, legt Klausewitz (1977b) das Auftreten des Welses im Main in das Jahr 1972, als ein erstmaliger Besatz stattfand. Obschon in nordeuropäischen Stromsystemen heimisch, gehören auch die Coregonenarten sowie Zope (*Abramis baxteri*), Zährte (*Vimba vimba*) und Rapfen (*Aspius aspius*) nicht zur ursprünglichen Fischfauna des Main, auch ein Vordringen in die bayerischen Elbegebiete, die der oberen und unteren Salmonidenregion angehören (Herrmann, 1911), ist nicht belegt (Bauch, 1958). Widerstreitende Meinungen bestehen für das frühere Vorkommen des Rapfen im Maingebiet, denn Stadler (1961) führt einige Nachweise an, die er, wie Rosenhauer (1858), auf eine Einwanderung durch den Ludwig-Donau-Main-Kanal zurückführt, Klausewitz (1977a) hält diese für Fehlbestimmungen. Vor allem in den unbelasteten Stauseen des Elbegebietes führte man auch Besatz mit Renkenarten, Seeforelle und Seesaibling ohne Fortpflanzungserfolg durch, nämlich im Untreu-See im Landkreis Hof und im Feisnitzstausee im Landkreis Wundsiedel.

In der Hoffnung, die seit Mitte des 19. Jahrhunderts stark rückläufigen fischereilichen Erträge zu verbessern, führte man außer den genannten Arten auch Zuchtformen nord- und mittelamerikanischer bzw. asiatischer Wildfische ein, die sich mit unterschiedlichem Erfolg einbürgern konnten:

Die nordamerikanische Regenbogenforelle (*Salmo gairdneri*), 1893 im Maingebiet eingesetzt (Klausewitz, 1974a), konnte vor allem bei Zucht der standorttreuen Shasta-Farm, nicht nur große Erfolge in der Teichwirtschaft erringen, sondern verdrängte in manchen Fließgewässern aufgrund ihrer größeren Resistenz gegen Sauerstoffmangel, Temperaturerhöhung und Abwasserbelastung die heimische Fauna, besonders die Bachforelle (*Salmo trutta f. fario*), allerdings ist sie durch mangelnden natürlichen Fortpflanzungserfolg und häufiges Abwandern nicht standort-treuer Formen auf ständigen Besatz angewiesen (Karbe, 1982).

Der demselben Verbreitungsgebiet entstammende Bachsaibling (*Salvelinus fontinalis*), der seit 1884 in europäischen Teichen gezüchtet wird, stellt, mehr noch als die Regenbogenforelle, eine direkte Konkurrenzart der einheimischen Bachforelle dar, da er, wie die Regenbogenforelle weniger auf morphologische Varianz der Wohngewässer angewiesen, kältere Wassertemperaturen bevorzugt, in größere Höhen aufsteigt und geringere Dichte an Nährtieren benötigt. Auch sein Bestand wird, obgleich in einigen Gewässern selbständige Populationen bestehen, durch Besatz erhalten, wobei sterile Bastardformen mit der Bachforelle, Tigerfische genannt, möglich sind (Muus, Dahlström, 1981). Die 1883 in Europa eingeführten Sonnenbarscharten, der Forellenbarsch (*Micropterus salmoides*) und der Schwarzbarsch (*Micropterus dolomieu*) wurden um 1900 im Maingebiet ebenfalls in großen Mengen eingesetzt (Stadler, 1961). Allerdings war der Ansiedlung dieser Arten, mit Ausnahme weniger isolierter Seen in Österreich und Südbayern (Terofal, 1977), kein Erfolg beschieden (Brandes, 1982). Es wurde der Fang nur weniger Exemplare in den 50er Jahren belegt, deren Auftreten Stadler (1961) auf den Einsatz von Aquarienfischen zurückführt. Im Main bei Frankfurt sind nach Ladiges und Vogt (1979) Bestände von *Lepomis cyanellus*, des Grünen Sonnenbarsches, zu finden. Auch der Gemeine Sonnenbarsch oder Kürbiskernbarsch (*Lepomis gibbosus*) ist nach Arnold (1984) ein fester Bestandteil der mitteleuropäischen Fauna, der in einem Donaualtarm in der Slowakei sogar gezielt gefischt wird. Ein dem Schwarz- und Forellenbarsch ähnliches Schicksal erfuhr der 1885 aus Nordamerika

angesiedelte Katzen- oder Zwergwels (*Ictalurus nebulosus*), der sich als ein seltener, jedoch bis heute regelmäßig gefangener Bewohner des Mains zeigt, dessen Erscheinen allerdings ebenfalls durch das Einsetzen aus Aquarien zu erklären ist (Terofal, 1977; Braun, 1983).

Große Hoffnungen setzte man auf den 1965 erstmals in der BRD stattgefundenen Besatz mit chinesischen Teichzuchten entstammenden Grasfischen (*Ctenopharyngodon idella*) als natürliche Entkrauter eutropher Seen und Teiche, der von Sachverständigen wegen der Gefahr ökologischer Entgleisungen nur für geschlossene Systeme empfohlen wird (Rudek, 1978; Huber, 1981; Hoffmann, 1982).

Als neue, kuriose Erweiterung des Artenspektrums erwies sich, mit Ausnahme von Einzelvorkommen tropischer Aquarienfische in Wärmefahnen von Kraftwerken (Bauer u.a., 1982), ein den Cypriniden angehörder Kleinfisch, der Amurbärbling oder Tschebatschek (*Pseudorasbora parva*), der, in allen stehenden Gewässern Ostasiens heimisch, vermutlich zusammen mit jungen chinesischen Nutzfischen 1960 in Rumänien eingeführt wurde und bereits im darauffolgenden Jahr abgelaicht hatte (Banarescu, 1982). Nach Arnold (1984) wurde die Art 1970 erstmals in Ungarn, 1976 in der CSSR und seit 1982 auch in Österreich nachgewiesen, wobei Weber (1984) die geringe Größe der Populationen in der Donau auf zu großen Fraßdruck durch Raubfische zurückführt. 1984 identifizierte Arnold (1984) mehrere vorjährige Exemplare in der DDR. In den letzten Jahren breitet er sich mit großer Geschwindigkeit in den Karpfenteichwirtschaften Mittelfrankens aus, wo er, ebenfalls unbeabsichtigt durch Grasfischbesatz oder als Futterfisch eingeschleppt, gute Lebensbedingungen zu finden scheint (Terofal, pers. Mitt.; Spiegler, pers. Mittl.).

Wesentlich schwerwiegender wirken sich allerdings die Veränderungen der Faunenzusammensetzung aus, die durch den Verlust einzelner Arten gekennzeichnet sind.

Von größter wirtschaftlicher Bedeutung für die Mainfischerei waren die jährlich in den Main aufsteigenden Wanderfische (Klausewitz, 1972a), nämlich Lachs (*Salmo salar*), Meerforelle (*Salmo trutta*), Maifisch (*Alosa alosa*), der Aal (*Anguilla anguilla*), seltener der Stör (*Accipenser sturio*), das Meerneunauge

(*Petromyzon marinus*), das Flußneunauge (*Lampetra fluviatilis*) und in sehr seltenen Fällen die Flunder (*Platichthys flesus*), die, beginnend Mitte des vorigen Jahrhunderts, mit Ausnahme des Aals und des seltenen Flußneunauges, keine Möglichkeit des Aufstiegs mehr fanden (Klausewitz, 1974a). Während die Überfischung nur eine quantitative Reduzierung der Bestände bewirkte (Lelek, 1976), bedingte die Anfang des 19. Jahrhunderts einsetzende Industrialisierung zusammen mit dem nun fortschreitenden Ausbau des Mains zur Großschiffahrtsstraße (Klausewitz, 1972a, b), daß die einsetzende starke Abwasserbelastung in Verbindung mit der Errichtung von Staustufen, die durch ungeeignete Fischpässe unüberwindlich waren, eine unpassierbare Schranke für alle wandernden Fischarten darstellte. So galt der Lachs, dessen Aufstieg in den Main regelmäßig stattgefunden hatte, bereits im Jahr 1882 in der Lohr als große Seltenheit, hielt man doch den abgelaichten Rogen eines Lachses für Schwefelregen (Klausewitz, 1974a). Auch die vom Unterfränkischen Kreisleichereiverband vorgenommenen Besatzmaßnahmen konnten das Ausbleiben des Fisches nicht verhindern (Zenk, 1889a).

Der letzte Stör wurde bei Würzburg im Jahre 1896 bei starkem Hochwasser gefangen (Stadler, 1961).

Nach Zenk wurde 1889 der auf dem Würzburger Fischmarkt gehandelte Maifisch, der 30 Jahre zuvor noch regelmäßig im Main gefangen worden war, nur noch aus dem Rheingebiet bezogen.

Aus Marktheidenfeld wurde der letzte bekanntgewordene Fang des Meerneunauges im Jahre 1860 berichtet (Klausewitz, 1974a).

Dasselbe Schicksal wurde auch der Meerforelle, die der Unterfränkische Kreisleichereiverein durch Besatzmaßnahmen zu erhalten versuchte, und der Flunder zuteil (Zenk, 1889a).

Eine besondere Stellung nimmt der Aal ein, der die entstandenen Hindernisse zwar aufgrund seiner geringen Empfindlichkeit gegenüber Wasserbelastung und seiner besseren Beweglichkeit noch längere Zeit zu überwinden wußte (Zenk, 1889a), dem jedoch in unserem Jahrhundert ohne regelmäßigen Besatz in Bayern kein Überleben möglich wäre, da die Verbindung zwischen Fortpflanzungs- und

Lebensraum weitgehend unterbrochen ist (Jens u.a., 1979). Allerdings erklärt gerade die Abgeschiedenheit ihrer Fortpflanzungsgebiete in der Sargasso-See (West-Atlantik), die noch wenigen anthropogenen Einflüssen unterliegen, die allgemein noch geringe Gefährdung dieser Art (Muus, Dahlström, 1981). Als einzige stationäre Fischart des Mairgebietes starb vor ungefähr 100 Jahren der Strömer (*Leuciscus souffia agassizi*) aus, für den Klausewitz (1974b) einen nachträglichen Neunachweis erbrachte, wobei die Ursache der Vernichtung nicht sicher geklärt ist.

So sind heute in bayerischen Main- und Elbezuflußgebieten folgende ursprünglich autochthonen Fischarten zu finden (Siebold, 1863; Jäckel, 1864; Zenk, 1889a; Thienemann, 1950; Lelek, 1976; Terofal, 1977; Klausewitz, 1977a; Muus und Dahlström, 1981; Banarescu, 1982; Brandes, 1982a, b, c; Karbe, 1982; Kuhl, 1982; Krapp, 1982; Ladiges, 1982; Rießtorff, 1982; Münzing, 1982; Nalbant, 1982; Vogt, 1982).

Tabelle 1:

Heute noch vorkommende, autochthone Fischarten Nordbayerns

Rundmäuler (Cyclostomata)

Neunaugen (Petromyzontes)

- | | |
|---|---------------|
| *Flußneunauge (<i>Lampetra fluviatilis</i>) | (Linné, 1785) |
| *Bachneunauge (<i>Lampetra planeri</i>) | (Linné, 1758) |

Knochenfische (Teleostei)

Aalartige (Anguilliformes)

- | | |
|---|---------------|
| Europäischer Flußaal (<i>Anguilla anguilla</i>) | (Linné, 1758) |
|---|---------------|

Lachsfische (Salmoniformes)

Lachsähnliche (Salmonidae)

- | | |
|--|---------------|
| *Bachforelle (<i>Salmo trutta</i> f. <i>fario</i>) | (Linné, 1758) |
| *Europäische Äsche (<i>Thymallus thymallus</i>) | (Linné, 1758) |

Hechte (Esocidae)

- | | |
|-------------------------------|---------------|
| *Hecht (<i>Esox lucius</i>) | (Linné, 1758) |
|-------------------------------|---------------|

Karpfenähnliche (Cyprinoidei)

Weißfische (Cyprinidae)

Rotaugen (<i>Rutilus rutilus</i>)	(Linné, 1758)
Rotfeder (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)	(Linné, 1758)
Döbel (<i>Leuciscus squalinus cephalus</i>)	(Linné, 1758)
Hasel (<i>Leuciscus leuciscus</i>)	(Linné, 1758)
*Aland (<i>Leuciscus idus</i>)	(Linné, 1758)
*Elritze (<i>Phoxinus phoxinus</i>)	(Linné, 1758)
Ukelei (<i>Alburnus alburnus</i>)	(Linné, 1758)
+Moderslieden (<i>Leucaspis delineatus</i>)	(Heckel, 1843)
*Schneider (<i>Alburnoides bipunctatus</i>)	(Bloch, 1782)
Brachsen (<i>Abramis brama</i>)	(Linné, 1758)
Güster (<i>Blicca bjoerkna</i>)	(Linné, 1758)
*Nase (<i>Chondrostoma nasus</i>)	(Linné, 1758)
Schleie (<i>Tinca tinca</i>)	(Linné, 1758)
*Europ. Bitterling (<i>Rhodeus sericeus amarus</i>)	(Bloch, 1782)
Gründling (<i>Gobio gobio</i>)	(Linné, 1758)
*Barbe (<i>Barbus barbus</i>)	(Linné, 1758)
*Karpfen (<i>Cyprinus carpio</i>)	(Linné, 1758)
Karausche (<i>Carassius carassius</i>)	(Linné, 1758)

Schmerlen (Cobitidae)

*Bachschmerle (<i>Noemacheilus barbatulus</i>)	(Linné, 1758)
*Schlammpeitzger (<i>Misgurnus fossilis</i>)	(Linné, 1758)
*Steinbeißer (<i>Cobitis taenia</i>)	(Linné, 1758)

Dorschfische (Gadiformes)

*Aalquappe (<i>Lota lota</i>)	(Linné, 1758)
---------------------------------	---------------

Stichlingsfische (Gasterosteiformes)

*Dreistachliger Stichling (<i>Gasterosteus aculeatus</i>)	(Linné, 1758)
*Neunstachliger Stichling (<i>Pungitius pungitius</i>)	(Linné, 1758)

Panzerwangen (Scorpaenoidae)

*Groppe (<i>Cottus gobio</i>)	(Linné, 1758)
---------------------------------	---------------

Barschartige (Perciformes)

Flußbarsch (<i>Perca fluviatilis</i>)	(Linné, 1758)
Kaulbarsch (<i>Gymnocephalus cernua</i>)	(Linné, 1758).

Für Moderlieschen und Zwergstichling ist aus der Literatur nicht eindeutig zu ersehen, ob die Art im Mainingebiet autochthon ist.

Die mit * gekennzeichneten Arten, die im folgenden näher beschrieben werden, sind als gefährdet zu beurteilen (Riess u.a., 1976; Bless, 1978; Blab und Nowak, 1977; Asen u.a., 1983). Dies bedeutet, daß von 40 ursprünglich autochthonen Arten des bayerischen Main- und Elbegebietes 7 Arten zum völligen Aussterben verurteilt waren (Klausewitz, 1974a; Lelek, 1976), während bei 20 Arten mehr oder weniger starke quantitative und regional qualitative Rückgänge zu berichten sind. Ein unverhältnismäßig hoher Anteil der betroffenen Spezies gehört den Gruppen der Kieslaicher, der Laichwanderer und Arten mit hohem Sauerstoffbedarf an (Asen u.a., 1983).

Zusätzlich werden solche in neuerer Zeit von Menschen angesiedelten und zugewanderten Spezies dargestellt, die in ihren ursprünglich heimischen bayerischen Gewässern einer Bedrohung durch anthropogene Einflüsse ausgesetzt sind (Tabelle 2).

Tabelle 2:

Ursprünglich nicht autochthone Fischarten Nordbayerns, die gefährdet sind

Karpfenähnliche (Cyprinoidei)

Weißfische (Cyprinidae)

Zährte (<i>Vimba vimba</i>)	(Linné, 1758)
Rapfen (<i>Aspis aspius</i>)	(Linné, 1758)
Giebel (<i>Carassius auratus gibelio</i>)	(Bloch, 1782)

Welse (Siluriformes)

Flußwels (<i>Silurus glanis</i>)	(Linné, 1758)
------------------------------------	---------------

Barschartige (Perciformes)

Zander (<i>Stizostedion lucioperca</i>)	(Linné, 1758).
---	----------------

2.2 Die bedrohten Arten des bayerischen Main- und Elbegebietes

Im folgenden werden Gefährdungsgrad und Lebensweise, damit Biotopansprüche und mögliche Gefährdungsfaktoren der bedrohten Fischarten Nordbayerns beschrieben. Die in diesem Zusammenhang zu beschreibende frühere Verbreitung der einzelnen Spezies wird aus Gründen der Übersichtlichkeit im Teil "Ergebnisse" geschildert.

Bei der Darstellung von Lebensweise und Biotopansprüchen der bedrohten Arten fanden folgende Werke aus der Literatur Verwendung:

Bauch (1955), Ladiges u. Vogt (1979), Muus u. Dahlström (1981), Banarescu (1982), Brandes (1982a, b, c), Karbe (1982), Kühl (1982), Krapp (1982), Ladiges (1982), Meßtorff (1982), Münzing (1982), Nalbant (1982), Vogt (1982).

2.2.1 Bachneunauge (*Lampetra planeri*), kleines Neunauge

Die Art unterliegt nach der Roten Liste 1983 (Asen u.a., 1983), nach Bless (1978) und Blab, Nowak (1977) einer starken Gefährdung.

Das Bachneunauge ist als stationäre Süßwasserart der Salmonidenregion in allen kleineren Fließgewässern des Hügellandes und der Ebenen heimisch. Es lebt während des Larvenstadiums von 3-5 Jahren augen- und zahnlos als Filtrierer. Diese sogenannten Querder graben sich U-förmige Wohnröhren, die sie mit Hilfe eines Drüsensekretes festigen, in Sand- oder Schlammbanken, in die sie sich bei kleinster Erschütterung zurückziehen. Gegen Ende der Larvenzeit beginnt die Reifung der Gonaden, im Spätsommer erfolgt die Metamorphose zum adulten Tier mit Augen- und Zahnentwicklung, nach der die Nahrungsaufnahme eingestellt wird. Nach dem Ablachen der ca. 1500 Eier in Laichgruben auf Sand- oder Kiesgrund, das im März bis Juni des darauffolgenden Jahres stattfindet, gehen die Elterntiere zugrunde. Die Art besitzt sehr große Lebensraumspezifität, nämlich Anlandungen an der Gewässersohle im Uferbereich, die durch unkontrollierten Einsatz von Räumungsgeräten abgeschwemmt werden können.

Gefährdungsursachen sehen Sterba (1952) und Hrnčirik (1967) in der Gewässerverschmutzung, Bless (1978) zusätzlich im Verschwinden von Sandbanken durch Erhöhung der Strömungsgeschwindigkeit, Gaumert (1981) weiterhin in der einseitigen Bewirtschaftung mit Bachforellen und Regenbogenforellen.

2.2.2 Flußneunauge (*Lampetra fluviatilis*), Pricke

Bless (1978) und Blab u. Nowak (1977) beurteilen die Art als unmittelbar vom Aussterben bedroht, die Rote Liste (1983 (Asen u.a., 1983) als stark gefährdet.

Der anadrome Wanderfisch steigt im Herbst mit sistierender Nahrungsaufnahme aus dem Meer, in dem er sich mehrere Jahre parasitär von der Muskulatur befallener Fische ernährt, in die Äschen- und Forellenregion der Flüsse auf, wo im folgenden Februar bis Mai nach erreichter Geschlechtsreife die Laichablage an seichten Stellen mit sandigem oder kiesigem Grund in eine durch Schwanzschläge gegrabene Nestgrube erfolgt. Die Eizahl beträgt ca. 40 000, nach deren Ablage die Eltern-tiere absterben. Nach dem 3-5 Jahre dauernden Larvenstadium, während dessen sie als Filtrierer im sandigen oder schlammigen Gewässersediment leben, erfolgt die Metamorphose vom Querder zum adulten Tier und die Abwanderung ins Meer.

Sterba (1952), Bauch (1958) und Gaumert (1981) nennen als Gründe für den starken Bestandsrückgang gewässerbauliche Maßnahmen und Wasserverschmutzung.

2.2.3 Bachforelle (*Salmo trutta* f. *fario*)

Die Bestandssituation dieser Art (ohne Besatz) läßt nach der Roten Liste 1983 (Asen u.a., 1983) eine starke Gefährdung erkennen, mit Besatz eine Gefährdung. Bless (1978) führt sie als potentiell gefährdet auf.

Die Bachforelle bildet ihr Revier als standorttreue Zwergform der Meerforelle in den kühlen, sauerstoffreichen unbelasteten Oberläufen von Fließgewässern der nach ihr benannten Gewässerregion. Sie ist auf eine abwechslungsreiche Morphologie des Lebensraumes und ausreichende Unterstände angewiesen. In sehr kalten, nahrungsarmen Bächen tritt eine Kümmerform, die Steinforelle, auf. Sie kann sich jedoch auch nach Aussetzen in einen See in eine Form umwandeln, die von der Seeforelle nicht zu unterscheiden ist. Als "Chamäleon" unter den Fischen vermag sie sich der Farbe des Untergrundes langsam anzupassen. Ihre Nahrung besteht aus Anflug, insbesondere Ephemeriden und Steinfliegen, Wirbellosen und Kleinfischen wie Elritzen oder Koppen, jedoch ist auch Kannibalismus möglich. Im Jugendstadium bevorzugt sie Fliegenlarven und Flohkrebse. Nach erreichter Laichreife mit 3-4 Jahren erfolgt die Laichablage von Oktober bis Januar, in Niederungsbächen später, in geschlagene Kiesgruben an stark überströmten Stellen. Die Eizahl beträgt 1 500 je kg/Körpergewicht. Fakultativ, insbesondere

in größeren Gewässern, werden kurze Laichwanderungen an die meist oberhalb der Weideplätze gelegenen Laichplätze durchgeführt, wobei Hindernisse, die einen Höhenunterschied von 1 m überschreiten, nicht bewältigt werden können. Die Bachforelle zeichnet sich durch das Bedürfnis nach hohem Sauerstoffgehalt des Wassers aus.

Nach Gaumert (1981) begründen vorrangig die Isolation der Bestände und der Gewässerausbau, nach Bless (1978) die Behinderung der Laichwanderungen, das Fehlen von Fischnahrung und ebenfalls der Gewässerausbau, aber auch Sauerstoffmangel, Verschlammung der Laichplätze und das Auftreten von Krankheiten den starken Rückgang der sich natürlich fortpflanzenden Bachforellenbestände.

2.2.4 Äsche (*Thymallus thymallus*)

Nach der Roten Liste 1983 (Asen u.a., 1983) und Bless (1978) ist die Art als stark gefährdet ohne Besatz zu beurteilen.

Die Äsche lebt als Standfisch in der nach ihr benannten Flußregion, die durch klare, kühle, schnellfließende Gewässer mit sandig-kiesigem Untergrund, im Vergleich zur Forellenregion häufigeren Stillwasserbereichen und höhere Wassertemperaturen gekennzeichnet ist. Sie hält sich in kleineren Schwärmen mit Vorliebe in tieferen Gumpen und ist, wie die Bachforelle, auf ausreichende Versteckmöglichkeiten angewiesen. Ihre Ernährung besteht aus Luft- und Wasserinsekten, benthischen Invertebraten, insbesondere Eintagsfliegen- und Köcherfliegenlarven, die sie von Steinen abweiden, und kleinen Fischen, sowie freitreibendem Fischlaich. Die Laichablage erfolgt von März bis Juni in geschlagene Laichgruben, die mit Kies bedeckt werden, auf von sauerstoffreichem Wasser überströmten, seichten Kiesbänken, wobei die 3 000-6 000 Eier durch ein klebriges Sekret am Bodensatz anhaften. Die ausschlüpfenden Larven finden zwischen dem Laichsubstrat Unterschlupf. Sie benötigt nach Bless (1978) 70-80 % Sauerstoffsättigung auch im Sommer, reagiert, mehr noch als die Bachforelle, äußerst sensibel auf organische Gewässerverschmutzung, aber auch Detergentienbelastung und ist, besonders während der Laichzeit, durch Hautverpilzungen gefährdet (Terofal, 1977; Karbe, 1982; Klupp, 1985).

So ist die Äsche nach Terofal (1977) durch Krankheiten und durch organische Abwässer gefährdet. Bless (1978) und Gaumert (1981) führen weiter Gewässerausbau und -unterhaltung an.

2.2.5 Hecht (*Esox lucius*)

Die Art wird in der Roten Liste 1983 (Asen u.a., 1983) sowie in der Roten Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der BRD (Blab, Nowak, 1977) nicht genannt. Terofal (1977) und Jens u.a. (1979) allerdings bezeichnen die Bestandszahlen als rückläufig.

Der äußerst standorttreue, revierbildende Raubfisch bewohnt ruhige sommer-warme verkrautete Uferzonen von Seen oder größeren Fließgewässern, kann aber auch bis in Forellengewässer vorstoßen. Bereits im späten Larvenstadium ernährt er sich zum Teil von Fischbrut und geht sehr rasch auf reine Fischnahrung über, wobei er auch Amphibien, kleine Säuger und eigene Artgenossen nicht verschmäht. Zum Beutefang lauert der schnelle, aber wenig ausdauernde Schwimmer in pflanzenreichen Verstecken, die er nur kurzzeitig verläßt. Zur Laichablage im Februar bis Mai bevorzugt er, wenn möglich, unter Beibehaltung desselben Laichplatzes, von Frühjahrhochwassern überschwemmte Wiesen und Gräben oder seichte verkrautete Uferzonen, wo die klebrigen, an Pflanzen haftenden Eier (40-45 000 je kg Körpergewicht) portionsweise innerhalb von 3-4 Wochen abgesetzt werden. Die ausschlüpfenden Larven besitzen Klebedrüsen, die es ihnen ermöglichen, nicht abgetrieben zu werden. Aufgrund ausgeprägter Revierbildung kann der Hechtbestand in einem Gewässer selbst bei überreichem Futterfischangebot nicht beliebig durch Besatz erhöht werden (Pleyer, 1981b; Mayer, 1982).

Als auslösende Faktoren der Bestandsverarmung nennt Terofal (1977) die Vernichtung und Beunruhigung von Flachwasserzonen als Wohn- und Laichgebieten.

Jens u.a. (1979) führen ergänzend das Fehlen von Überschwemmungsgebieten als Laichzonen an.

2.2.6 Aland (*Leuciscus idus*), Nerfling, Orfe

Nach Bless (1978) ist bei der Art eine starke Gefährdung, nach Blab und Nowak (1977) eine Gefährdung festzustellen. In der Roten Liste bedrohter Tiere in Bayern (Asen u.a., 1983) wird sie nicht genannt.

Der Aland lebt als Oberflächenfisch in den größeren Flüssen der Barben- und Brachsenregion, aber auch in stehenden Gewässern und Altarmen (Lelek, 1978). Zur Laichzeit, April bis Juni, zieht er in großen Schwärmen flußaufwärts, die Laichablage erfolgt in Ufernähe und in überschwemmten Gebieten an Steinen oder Wasserpflanzen, an denen die klebrigen, zu Boden sinkenden Eier haften. Nach dem Ablaichen wandern die Elterntiere wieder flußabwärts. In der Jugend ernährt sich der Aland von Plankton, später hauptsächlich von Bodentieren, fakultativ von kleinen Fischen. Eine farbliche Varietät der Art ist in der Goldorfe zu finden, die häufig als Zierfisch in Teichen gehalten wird.

Bless (1979a) vermutet die Ursache der Bestandrückgänge in der Behinderung des Laichaufstiegs durch Stromausbau und Stauhaltungen, in der Gewässerverschmutzung und der Vernichtung von Flachwasserzonen und Altwässern. Nach Gaumert (1981) stellt der Aland nur mittlere Ansprüche an die Wasserqualität.

2.2.7 Elritze (*Phoxinus phoxinus*) Pfrille

Die Art unterliegt nach Asen u.a. (1983) und nach Blab und Nowak (1977) einer Gefährdung, nach Bless (1978) einer starken Gefährdung.

Als häufiger Begleitfisch der Bachforelle bewohnt die Elritze vom Flachland bis in große Höhen (bis 2000 m) klare, sauerstoffreiche Fließgewässer und Seen mit kiesigem Untergrund. Sie tritt auch in erwärmten Tümpeln und Altarmen auf, kommt jedoch hier nicht zum Laichen. Der meist nahe der Wasseroberfläche zu findende Schwarmfisch ernährt sich von Luftinsekten, Insektenlarven, grundlebenden Wirbellosen und pflanzlichen Stoffen.

Zur Fortpflanzung zieht er im April bis Juni in großen Scharen bachaufwärts und laicht 200-1 000 am Untergrund haftene Eier an seichten, kiesigen oder grobsandigen, stark überströmten Stellen ab, wo sich die Larven während der ersten Tage zwischen dem Laichsubstrat verstecken. Bei Besatzmaßnahmen mit Elritzen in Baggerseen konnte festgestellt werden, daß die Art nicht obligatorisch einen Beutefisch der Bachforelle darstellt, sondern sogar verschmäht wurde (Schmid, 1975b).

Nach Bless (1978) begründet sich die Gefährdung der Elritze in zu intensiver Bewirtschaftung, nach Gaumert (1981) in der Substrat- und Biotopveränderung durch Ausbau, in zu intensiven Besatzmaßnahmen mit anderen Fischarten und in Sauerstoffmangel, nach Lelek (1980) auch in zu häufigen Elektroabfischungen.

2.2.8 Moderlieschen (*Leucaspis delineatus*)

In der Fassung der Roten Liste von 1976 (Riess u.a., 1976) wird die Art als stark gefährdet, in der Fassung von 1983 (Asen u.a., 1983) und nach Bless (1978), sowie Blab und Nowak (1977) als gefährdet bezeichnet.

Das Moderlieschen lebt in Schwärmen oberflächennah in den Uferzonen verkrauteter, versumpfter stehender oder langsam fließender Gewässer. Man findet es häufig in Karpfenteichen, Tümpeln und kleinen Wasserlöchern, wo es in regelmäßigen Abständen zu einem Massenauftreten kommen kann. Während der Laichzeit, April bis Juni, werden die Eier mit Hilfe einer kurzen Legeröhre in ringförmigen, klebrigen Bändern an Stengel von Wasserpflanzen angeheftet, das ratenweise Abblachen erstreckt sich über mehrere Wochen. Das Männchen betreibt Brutpflege, indem es den Eiern durch Anstoß der Stengel Frischwasser zuführt. Die Nahrung des Moderlieschens besteht aus tierischem und pflanzlichem Plankton und Luftinsekten.

Bless (1978) führt als bestandsmindernden Faktor die Vernichtung von Wohngewässern, nämlich Feuchtgebieten und Wassergräben, Gaumert (1981) die Beseitigung der Pflanzenbestände an.

2.2.9 Schneider (*Alburnoides bipunctatus*), Schußlaube, Alandblecke

In der Roten Liste (1983 (Asen u.a., 1983) wird der Schneider als gefährdet aufgeführt, in der 1. Fassung 1976 (Riess u.a., 1976) und nach Blab und Nowak (1977) als stark gefährdet, Bless (1978) schätzt ihn als auf lange Sicht vom Aussterben bedroht ein.

Der stationäre Schwarmfisch hält sich meist im freien Wasser in Bodennähe an stark strömenden Stellen klarer Fließgewässer, möglicherweise auch in stehenden

Gewässern auf. Seine Nahrung besteht aus Anflug, Plankton und Bodentieren. Die Eiablage erfolgt im Mai bis Juni an überströmten, kiesigen Stellen. Er benötigt kühles, sauerstoffreiches Wasser und laicht in Aquarien, obgleich er dort gut gedeiht, nicht ab. Nach Terofal (1977) stellt er hohe Ansprüche an die Wasserqualität.

Bless (1978) nennt als auslösende Faktoren des Bestandschwundes Mangel an sauberen, steinigen Stellen im Fluß und an Aufwuchsplätzen für Jungtiere, Terofal (1977) sieht diese in der schlechten Wasserqualität seiner Wohnge-
wässer.

2.2.10 Zährte (*Vimba vimba*)

Bless (1978) und Blab und Nowak (1977) schätzen die Zährte als gefährdet ein. Die nur in der Nähe von Küstenbereichen anadrome, ansonsten stationäre Zährte lebt als Grundfisch häufig in Vergesellschaftung mit der Nase in der Barben- oder Bleiregion größerer Flüsse. Sie ernährt sich von im Schlamm lebenden Wirbellosen und laicht von Mai bis August in Schwärmen an flachen, steinigen Ufern in strömendem Wasser ab. Die 30 000-80 000 klebrigen Eier haften am Untergrund, die Larven finden zwischen den Steinen Unterschlupf. Zur Laich-
ablage werden Wanderungen flußaufwärts durchgeführt.

Die Bestandsverarmung findet ihre Ursachen nach Bless (1978) und Gaumert (1981) in der Verschmutzung der Gewässer, sowie in der Vernichtung von Laichplätzen durch Gewässerabbau.

2.2.11 Nase (*Chondrostoma nasus*) Speier, Spehling, Weißfisch

In der Roten Liste 1983 (Asen u.a. 1983) wird die Art als gefährdet aufgeführt, ebenso nach Blab und Nowak (1977). Nach Bless (1978) ist sie als stark gefährdet anzusehen.

Die Nase hält sich als bodenlebender Bewohner der Äschen- und Barbenregion mit Vorliebe in Schwärmen an stark strömenden Stellen eines Flusses auf und zieht sich im Winter in tiefe, ruhige Stillwasserbezirke zurück. Im März bis Mai wandert sie, ebenfalls in großen Schwärmen, weite Strecken flußaufwärts

bzw. in die Seitenbäche zu geeigneten Laichplätzen, die sie in flachen, überströmten Kiesbänken findet. Sie setzt etwa 100 000 Eier ab, die Brut sucht Unterschlupf in den Hohlräumen des Laichsubstrates. Ihre Nahrung stellen der Algenbewuchs an Steinen und Wurzeln, sowie Wirbellose dar. Die Nase ist häufig in Vergesellschaftung mit der Barbe zu finden.

Lelek und Penaz (1963) geben als Hauptursachen für die Bestandsregression gewässerbauliche Maßnahmen an.

2.2.12 Rapfen (*Aspius aspius*), Schied

Nach der Roten Liste 1983 (Asen u.a., 1983) ist die Art als gefährdet zu beurteilen, nach Blab und Nowak (1977) als stark gefährdet, nach Bless (1978) als auf lange Sicht vom Aussterben bedroht.

Der Rapfen, mit Ausnahme des fakultativ raubenden Döbels einziger ausschließlicher Raubfisch unter den europäischen Cypriniden, kommt autochthon in Fließgewässern der mittleren und unteren Barbenregion und größeren Seen im Einzugsgebiet der Donau und der nordeuropäischen Ströme, nicht jedoch im Maingebiet vor (Lelek, 1976). Das adulte Tier lebt nahe der Wasseroberfläche einzelgängerisch als Raubfisch, der Kleinfische, sogar Frösche und kleine Wasservögel aufnimmt, während sich das in Schwärmen lebende Jungtier von Wirbellosen ernährt. Die Fortpflanzung findet im April bis Juni in stark strömenden Gewässerstrecken mit Kiesgrund statt, an dem die 80 000-100 000 Eier mit Hilfe eines klebrigen Sekretes haften können. Die in Seen lebenden Tiere steigen in die Flüsse auf. An tiefen Stellen des Gewässers wird eine Winterruhe gehalten. Der Rapfen bildet im Gegensatz zum Hecht kein Revier aus und ist als Freiwasserräuber wenig auf Unterstände angewiesen (Mayer, 1982).

Bless (1978) vermutet als einen Grund für den Rückgang des Rapfen in der BRD einen Mangel an geeigneten Futterfischen (z.B. Schneider), denen die Aufwuchsplätze fehlen.

2.2.13 Bitterling (*Rhodeus sericeus amarus*), Bille

Die Art wird in der Roten Liste 1983 (Asen u.a., 1983) als gefährdet aufgeführt, nach Bless (1978) und Blab und Nowak (1977) ist sie als stark gefährdet anzusehen.

Der europäische Bitterling hält sich bevorzugt in Schwärmen in den pflanzenreichen Uferzonen langsam fließender oder stehender Gewässer mit Schlamm- oder Sandböden auf. Seine Nahrung bilden vorwiegend pflanzliche Substanz und in geringem Maße Kleintiere (Insektenlarven, Kleinkrebse). Die Fortpflanzung findet in Form eines Raumparasitismus mit Teich- oder Malermuscheln statt, die Auslösefunktion für die Geschlechtsreife im 3.-4. Lebensjahr besitzen. Dabei besetzt ein Männchen in der Laichzeit, April bis Juni, ein Muschelrevier, das in der Folge von mehreren Weibchen besucht wird, die mit Hilfe einer Legeröhre etwa 100 Eier in den Kiemenraum der Muschel ablegen, anschließend wird der Samen des Männchens mit dem Atemwasser eingesogen. Die ausschlüpfenden Larven haften mit Hilfe hornartiger Auswüchse des Dottersackes an den Kiemenlamellen der Muschel. Die Brut, die trotz geringer Eizahl ein optimales Fortkommen findet, verläßt den schützenden Raum erst im schwimmfähigen Stadium, zusätzlich bewahrt vor Wasserstandsschwankungen durch die Bewegungsfähigkeit der Muscheln.

Nach Bless (1978) und Gaumert (1981) sind die Ursachen der Bestandsreduzierung im Rückgang der Muschelbestände, die besonders durch Verschmutzung bedroht sind, zu finden. Die Petri-Stiftung (Anonymus, 1985a) begründet die Gefährdung der Art durch Abnahme von Biotopen, durch Abwässer nicht organischen Ursprungs, da in industriell belasteten Gewässern wie z.B. im Rhein die Bitterlinge verschwanden, während die Muschelbestände überlebten, sowie durch die Entnahme von Individuen für Aquarien.

2.2.14 Barbe (*Barbus barbus*)

Die Barbe wurde in der 1. Ausgabe der Roten Liste bedrohter Tiere in Bayern (Riess u.a., 1976) als bedroht aufgeführt, in der 2. Fassung 1983 (Asen u.a., 1983) jedoch nicht mehr aufgelistet. Bless (1978) beurteilt die Bestandssituation als stark gefährdet, Blab und Nowak (1977) sehen sie als gefährdet an.

Sie bewohnt als Leitfisch der nach ihr benannten Flußregion ausschließlich schnellfließende, klare, größere Flüsse mit Sand- oder Kiessediment, jüngere Tiere findet man auch in kleineren Gewässern. Ihre Vorzugstemperatur hat die weite Amplitude von 6-25° C (Reichenbach-Klinke, 1965). Der dämmerungsaktive, bodenlebende Schwarmfisch, der sich tagsüber am Grund in der Strömung aufhält, führt zur Laichzeit von Mai bis Juni in großen Scharen stromaufwärts gerichtete Wanderungen bis zu 70 km (Lillelund, 1963) durch. Die Laichablage findet auf flachen, überströmten Kiesbänken statt, wobei die 3 000-9 000 Eier zunächst am Laichsubstrat haften, später in den schützenden Untergrund gespült werden. Die Geschlechtsreife wird im 3. bis 5. Jahr erreicht. Wie der im Volksmund gebräuchliche Name "Wasserschweinchen" andeutet (Unverfähr, 1961), ist die Barbe Allesfresser, lebt jedoch in der Regel von Insektenlarven, Krebstieren, Würmern, selten von Pflanzenstoffen und Fischlaich. Sie überwintert in tiefen, ruhigen Buchten und Gumpen. Nach Lelek (1980) stellt die Barbe hohe Ansprüche an die Vielfältigkeit der Lebensräume wie schottrige, kiesige Stellen zum Abbläuen, Futterplätze mit starker und geringer Strömung sowie weichem Flußbett und tiefe Kolken zur Winterruhe. Lelek und Lusk (1965) belegten, daß in diesem Biotop die höchsten Individuenzahlen zu finden waren. Bless (1979a) betont die Notwendigkeit von Migrationsmöglichkeiten zumindest von Teilen der Flußpopulation.

Bauch (1958) und Bless (1978) führen den Rückgang der Barbenbestände auf Flußausbau und Wasserverschmutzung zurück.

2.2.15 Schuppenkarpfen (*Cyprinus carpio*), Wildkarpfen

Die Art wird von Bless (1978) als auf lange Sicht vom Aussterben bedroht, von Blab und Nowak (1977) als gefährdet bezeichnet.

Die Wildform des Karpfens, ursprünglich im Donaugebiet heimisch, sowie die der Wildform noch sehr ähnliche Zuchtform, der Schuppenkarpfen (Lazarus, 1985) bewohnt langsam fließende oder stehende pflanzenreiche, warme Gewässer mit weichem oder sandigem Untergrund. Der dämmerungsaktive, tagsüber an tiefen, geschützten Stellen verborgene Fisch nimmt als Nahrung bodenlebende Wirbellose und pflanzliche Stoffe auf. Das Abbläuen der 200 000-300 000 klebrigen Eier an Wasserpflanzen ist nur bei Wassertemperaturen von mindestens 17-20° C im

Mai bis Juni bevorzugt in Überschwemmungsarealen möglich. Bei kühler Witterung unterbleibt die Fortpflanzung, zu deren Zweck er zum Teil Wanderungen unternimmt, wobei die Wildform geringere Fortpflanzungstemperaturen benötigt als Zuchtformen (Lazarus, 1985). Die Laichablage findet mehrmals während eines Sommers statt. Die ausschlüpfenden Larven besitzen Haftorgane. An tiefen Stellen seines Wohngebietes hält der Karpfen Winterruhe, unterhalb einer Wassertemperatur von 8° C stellt er die Nahrungsaufnahme ein.

Ursachen der Bedrohung sind nach Bless (1978) im Mangel an geeigneten Laichplätzen, sowie im Stromverbau zu finden.

2.2.16 Giebel (*Carassius auratus gibelio*) Silberkarausche

Nach Blab und Nowak (1977) sowie nach Bless (1978) ist der Giebel einer Gefährdung in der BRD ausgesetzt.

Die als wilde Form der Silberkarausche eigentlich in Ostasien beheimatete, wahrscheinlich bereits in der Antike durch Einsetzen nach Osteuropa verbrachte stationäre Art lebt in langsam fließenden und stehenden Gewässern mit dichten Pflanzenbeständen und weichem Untergrund. Die häufig mit der Karausche vergesellschaftete Spezies ernährt sich von Plankton und Bodentieren. Neben der zweigeschlechtlichen Fortpflanzung zeigt der Giebel die Besonderheit der Gynogenese, d.h. die Eizellen können sich unbefruchtet zu ausschließlich weiblichem Nachwuchs weiterentwickeln, wobei allerdings Spermien einer fremden Art, unter die sich der Giebel während der Laichzeit mischt, die Zellteilung anregen. Der Laich wird im April bis Mai meist in mehreren Portionen an Wasserpflanzen abgelegt, die Eizahl beträgt 160 000-380 000. Nach Lelek (1976) sind die Bestände des Giebels nicht rückläufig.

2.2.17 Bachschmerle (*Noemacheilus barbatulus*), Bartgrundel

Die Art ist nach der Roten Liste 1983 (Asen u.a., 1983) und nach der Roten Liste der BRD (Blab und Nowak, 1977) einer starken Gefährdung ausgesetzt.

Die einheimische Bachschmerle ist ein stationärer, nachtaktiver, mit schlechter Schwimmfähigkeit ausgestatteter (Bless, 1981) Bodenbewohner flacher, klarer

schnellfließender oder auch stehender Gewässer der Salmoniden-Barbenregion mit Kies- oder Sandgrund. Sie steigt weniger weit als die Koppe in die Bäche auf und ist, vor allem im juvenilen Stadium, sehr sensibel gegenüber Ausbaumaßnahmen (Bless, 1981; Stein, 1984). Nach dem mehrmaligen Laichabsatz im März bis Mai auf steinigem, vorwiegend jedoch sandigem Untergrund (Lelek, 1979) bewacht das Männchen die Brut bis zum Schlüpfen. Die bei allen einheimischen Schmerlenarten zahlreichen Eier (700-3 000) haften am Substrat. Die Nahrung besteht aus Crustaceen, Insektenlarven und Fischlaich. Natürliche Feinde findet sie in der Bachforelle, häufig auch im Aal (Pleyer, 1981a).

Als Ursachen des Bestandsrückganges werden von Bless (1978) und Gaumert (1981) die Verschlechterung der Wasserqualität, sowie die Änderung der Strömungs- und Substratverhältnisse durch Gewässerausbau und die Isolation der Restbestände genannt.

2.2.18 Schlammpeitzger (*Misgurnus fossilis*), Bisgurre, Wetterfisch

Die Rote Liste Bayerns von 1976 (Riess u.a., 1976) und die Rote Liste der BRD (Blab, Nowak, 1977) wiesen die Art als stark gefährdet, die Fassung der Roten Liste Bayerns von 1983 (Asen u.a., 1983) als gefährdet aus.

Der ausschließlich nachtaktive Grundfisch findet sich in flachen, pflanzenreichen, schlammigen Kleingewässern, Altwässern und Überschwemmungsgebieten, meidet jedoch stark saure moorige Gewässer (Bless, 1978). Er ist als außerordentlich zählebiger Fisch bekannt, da er, ausgeprägter als andere Schmerlenarten, die Fähigkeit zur akzessorischen Darmatmung besitzt, mit deren Hilfe er extreme Sauerstoffmangelzustände des Wassers überleben kann, wobei er ungefähr die Hälfte des Sauerstoffs aus der abgeschluckten Luft durch die Blutgefäße der Darmschleimhaut aufnehmen kann. Zusätzlich überdauert er Winter- und Trockenzeiten, indem er, bis 1/2 m tief im Schlamm eingegraben, seine Lebensfunktionen maximal reduziert. Auch bei Gefahr zieht er sich in den Schlamm zurück. Als Nahrung nimmt er bodenlebende Wirbellose auf. Die Eiablage erfolgt im April bis Juni portionsweise an Wasserpflanzen, die geschlüpften Larven besitzen aufgrund der extremen Lebensbedingungen stark verzweigte äußere Kiemen. Einen natürlichen Feind findet er vor allem im Aal (Pleyer, 1981b).

Terofal (1977), Bless (1978) und Gaumert (1981) sehen die Gefährdung des Schlammpeitzgers in der Vernichtung der Wohngewässer und in Unterhaltungsmaßnahmen begründet.

2.2.19 Steinbeißer (*Cobitis taenia*) Dorngrundel, Steinpeitzger

In der Roten Liste Bayerns von 1976 (Riess u.a., 1976), nach Blab und Nowak (1977) und nach Bless (1978) wurde die Art als stark gefährdet, in der Roten Liste in Bayern 1983 (Asen u.a., 1983) als gefährdet eingeschätzt.

Die dämmerungsaktive Fischart bewohnt klare, strömungsarme oder stehende Gewässer mit sandigem Sediment, in dem sie sich tagsüber eingegraben verbirgt, sie wird jedoch mitunter auch in Altwässern mit Schlammgrund gefunden (Lelek, 1978). Die Nahrung des Steinbeißers besteht aus benthischen Wirbellosen und pflanzlichem Detritus. Als Laichsubstrat dienen Steine, Wurzelwerk oder Pflanzen (Lelek, 1979), die Fortpflanzungszeit ist April bis Juni. Die Art stellt hohe Ansprüche an die Wasserqualität (Terofal, 1977).

Nach Gaumert (1981) ist die Bestandsregression durch Ausbau- und Unterhaltungsmaßnahmen bedingt.

2.2.20 Wels (*Silurus glanis*), Waller

In der Roten Liste in Bayern 1976 (Riess u.a., 1976) wird die Gefährdung der Art als sicher beurteilt, in der Fassung von 1983 (Asen u.a., 1983) als fraglich. Bless (1978) bezeichnet sie als gefährdet.

Der nachtaktive Grundfisch findet seinen Lebensraum in Seen und größeren, strömungsarmen Flüssen mit schlammigem Untergrund, wo er zwischen Wurzelwerk oder in tiefen Cumpen tagsüber Unterschlupf sucht. Der als äußerst gefräßig bekannte Raubfisch ernährt sich von Fischen (z.B. Schleie, Brachsen, Plötze, auch Aal), Amphibien und Kleinsäugetern, sowie Vögeln. Während der Winterruhe an tiefen, geschützten Stellen wird die Nahrungsaufnahme allerdings eingestellt. Die Laichablage findet im Mai bis Juni bei Temperaturen über 18° C an seichten, dicht bewachsenen Uferstellen in ein Nest aus Pflanzenteilen, das von verschiedenen Weibchen aufgesucht wird, statt. Das Männchen betreibt Brutpflege. Die Eizahl beträgt ca. 30 000 je kg Körpergewicht, die Larven besitzen Haftorgane.

2.2.21 Quappe (*Lota lota*), Rutte, Trüsche, Aalraupe

In der Roten Liste bedrohter Tiere in Bayern (Asen u.a., 1983) und nach Blab und Nowak (1977) wird die Art als gefährdet beurteilt, nach Bless (1978) als stark gefährdet.

Als einzige im Süßwasser lebende Dorschart bevorzugt die bodenlebende, nacht- und winteraktive Quappe klare kühle Seen oder Flüsse mit zahlreichen Schlupfwinkeln, in denen sie sich tagsüber verbergen kann. Während sich die Jungtiere in flachen Uferbereichen aufhalten, kann das adulte Tier in große Tiefen (200 m) hinabsteigen. Zur Fortpflanzung im November bis März führen vor allem jüngere Tiere kurze Wanderungen flußaufwärts durch, in Seen wird die Tiefe aufgesucht. Die Eiablage erfolgt bei einer Laichtemperatur von 0,5-4° C über Kies und groben Steinen, die bis zu 1 000 000 Eier pro kg Körpergewicht schweben allerdings mit Hilfe einer Ölkugel im Innern frei im Wasser. Die pelagisch in oberflächlichen Wasserschichten lebenden, sich von Plankton ernährenden Larven besitzen im Gegensatz zum adulten Tier nur gering ausgebildete Respirationsorgane (Bless, 1979a). Die Jungtiere ernähren sich von benthischen Wirbellosen und Insektenlarven, ältere hauptsächlich von Kleinfischen, sie sind gefürchtete Laichräuber. Im Sommer wird die Nahrungsaufnahme reduziert. Nach Terofal (1977) und Bless (1979a) benötigt sie eine gute Wasserqualität.

Nach Bless (1979a) wird die Gefährdung der Rutte durch das Fehlen geeigneter Laichplätze, das hohe Sauerstoffbedürfnis der Larven und durch Behinderung der Laichwanderungen verursacht, denn nach Koops (1960) starb die Rutte in der Elbe bei Geesthacht durch den Bau der Staustufe trotz Vorhandensein einer Fischtreppe aus. Auch Gaumert (1981) führt die Trennung von Laich- und Aufwuchsgebieten, sowie Mangel an Unterstandsmöglichkeiten als bestandsmindernde Faktoren an, Terofal (1977) zusätzlich Wasserverschmutzung und zu starken Aalbesatz, der eine weitere Dezimierung hervorruft.

2.2.22 Dreistachliger Stichling (*Gasterosteus aculeatus*)

In der Roten Liste bedrohter Tiere in Bayern (Asen u.a., 1983) sowie von Blab und Nowak (1977) werden dreistachliger und neunstachliger Stichling nicht genannt. Bless (1978) schätzt beide Arten als gefährdet ein.

Die anadrom oder, wie hier im Maingebiet, stationär lebende Art hält sich in großen Schwärmen bevorzugt in krautreichen, strömungsarmen und auch stehenden Gewässern auf, wo sie sich von Bodentieren, Fischlaich und -brut ernährt. Aufgrund seiner Dornbewehrung wird er von Raubfischen selten als Nahrung genommen und besitzt so wenige natürliche Feinde. Zur Laichzeit im Mai bis Juni baut das in der Laichreife lebhaft gefärbte Männchen ein durch ein Nierensekret verfestigtes Nest aus Pflanzenresten, das nach erfolgter, portionierter Ablage der 300-1 000 Eier durch verschiedene Weibchen bis 1 Woche nach Schlüpfen der Brut von ihm gepflegt und bewacht wird. Nach Terofal (1977) und Stadler (1961) ist der Befall der Stichlingspopulationen im Maingebiet durch *Schistocephalus spec.*, einem in der Leibeshöhle parasitierenden Cestoden, sehr verbreitet. Er stellt geringe Ansprüche an die Wassergüte.

Eine Verminderung der Stichlingsvorkommen wird nach Bless (1978) durch den Rückgang an naturnahen Flachwasserzonen hervorgerufen.

2.2.23 Neunstachliger Stichling (*Pungitius pungitius*) Zwergstichling, kleiner Stichling

Der kleine Stichling, seinem größeren Artverwandten, dem dreistachligen Stichling, in Ernährungs- und Fortpflanzungsweise gleich, findet als stationäre Art seinen Wohnbereich grundnah in verkrauteten, strömungsarmen Kleinstgewässern wie Tümpeln und Gräben, die häufig nur durch periodische Überflutung gebildet werden. Die anadrome Form der Art lebt an den Küsten der Nord- und Ostsee und steigt zum Laichen in die Binnengewässer auf.

Die Bedrohung der Zwergstichlingsbestände ist nach Bless (1978) im Fehlen von periodischen Uferflutungen und im Verschwinden pflanzenreicher Gewässer begründet.

2.2.24 Koppe (*Cottus gobio*), Groppe, Kaulkopf, Mühlkoppe

Die Art wird in der Roten Liste bedrohter Tiere in Bayern 1983 (Asen u.a., 1983) als gefährdet genannt, nach Blab und Nowak (1977) und Bless (1978) als stark gefährdet.

Der Lebensbereich dieser dämmerungsaktiven bodenlebenden und revierbildenden (Bless, 1981) Fischart beschränkt sich auf kühle sauerstoffreiche Fließgewässer oder die Uferzonen klarer hochgelegener Seen mit sandigem oder kiesigem Sediment, sie kann jedoch auch in große Tiefen vordringen (Scheinert, pers. Mittl.). Sie scheint härteres Wasser zu bevorzugen (Bless, 1981). Die häufig mit der Bachschmerle vergesellschaftete, dabei jedoch weiter bachaufwärts steigende Groppe, wie die Bachschmerle ein schlechter Schwimmer (Bless, 1981), findet ihre Nahrung in Gammariden, Insektenlarven und Fischlaich, was häufig den Grund für intensive Verfolgung durch Fischer darstellte, obgleich sie lediglich den außerhalb eines Geleges befindlichen, ungeschützten Salmonidenlaich erreicht und auch die Forellenbrut für die Koppe ungeeignete ökologische Nischen besetzt (Harsanyi, 1985). Das Männchen bereitet während der Laichzeit, Februar bis März, eine Grube aus grobem Kies und bewacht das Gelege. Die Eizahl beträgt lediglich 100-200 pro Weibchen, die Eier werden an die Unterseite von Steinen geheftet. Ihr bedeutendster natürlicher Feind ist die Bachforelle (Stein, 1984). Sie besitzt eine große Sensibilität gegenüber Veränderungen des Bachbettes (Bless, 1981) und stellt hohe Ansprüche an die Wasserqualität (Hrncirik, 1967).

Gaumert (1981) erklärt den Bestandschwund der Koppe in Niedersachsen durch Ausbaumaßnahmen, Isolation der Restpopulationen, durch die Verfolgung als Laichräuber und zu intensive Bewirtschaftung mit Salmoniden. Bless (1978) sieht die größte Gefahr für die Art ebenfalls in Veränderungen des Bachbettes sowie in der Vernichtung als Laichräuber.

2.2.25 Zander (*Stizostedion lucioperca*), Schill, Hechtbarsch, Amai

Bless (1978) beschreibt die Bestandsentwicklung in der BRD als rückgängig. In der Roten Liste in Bayern 1983 (Asen u.a., 1983) wird die Art nicht genannt, nach Blab und Nowak (1977) wird sie als gefährdet beurteilt.

Als räuberische Freiwasserart hält sich der Zander bevorzugt in sommertrüben, tiefen, wenig verkrauteten Gewässern mit hartem Untergrund auf, pflanzenbestandene Uferzonen meidet er im Gegensatz zum Hecht. Aufgrund der anatomischen Verhältnisse des Schlundes ernährt er sich von kleinen Fischen der Freiwasserregion wie Plötze, Ukelei und Flußbarsch. Während der Laichzeit im April bis Mai werden

an hartgründigen, 1-3 m tiefen Stellen des Gewässers flache Laichgruben aus Pflanzenteilen (Wacholderzweige, Seggenwurzeln) und Steinen gebaut. Die 150 000-200 000 Eier pro kg Körpergewicht, die einzeln bei einer Laichtemperatur von 12-15° C abgesetzt werden, haften mit Hilfe der klebrigen Hülle im Nest. Nach der Laichablage bewacht das Männchen das Gelege vor Laichräubern und Verschlammung. Ende des 1. Lebensjahres nehmen die Jungtiere bereits Fischnahrung auf. Hecht und Zander finden nebeneinander trotz verschiedener ökologischer Räume nur in großen Gewässern genügend Lebensraum, intraspezifische Konkurrenz ist dagegen kaum vorhanden.

Bless (1978) nennt als Ursache der Gefährdung Mangel an geeigneten Laichplätzen, Gaumert (1981) die Verschlammung des Bodens, Terofal (1977) zusätzlich die Nahrungskonkurrenz des Hechtes.

3. Verursachungsmechanismen der Artenverschiebung und -verarmung

Während in den vergangenen Erdzeitaltern Fauna und Flora einem Wandel innerhalb unermesslicher Zeitspannen im Laufe der Evolution unterworfen waren, der eine Antwort auf zum Teil tiefgreifende klimatische und geologische Veränderungen der Umwelt darstellte, begann in unserem Zeitalter, in dem sich die natürlichen Bedingungen, mit Ausnahme kleinräumiger Schwankungen, konstant verhalten, der Mensch, seine Umwelt ohne Rücksicht auf Lebensansprüche anderer Arten zu verändern. Die Ökologie bezeichnet diese Eingriffe in sich im Gleichgewicht befindende Ökosysteme als Defektsetzungen (Tischler, 1965). Um jedoch einzelne Arten in ihrer Existenz zu gefährden, muß ein Großteil ihrer Biotope betroffen sein. Dies erklärt, warum erst mit dem Beginn des Industriezeitalters durch die Entwicklung neuer Technologie und aufgrund des damit einsetzenden Bevölkerungszuwachses die Artenverarmung das heutige Ausmaß erreichen konnte, da gerade den stenöken Spezies innerhalb dieser zeitlich und räumlich rasanten Entwicklung keine Möglichkeit der genetischen Anpassung gegeben war und in Mitteleuropa nur noch wenige natürlich belassene Reservate erhalten sind (Sieving, 1980).

Die Veränderungen, denen unsere Gewässer und damit die darin lebende Fischfauna ausgesetzt werden und wurden, sind vielfältiger Natur und entfalten ihre vernichtenden Folgen meist erst im Zusammenwirken einzelner schädigender Faktoren, die, um der Übersichtlichkeit Genüge zu leisten, im Folgenden unabhängig voneinander dargestellt werden:

3.1 Veränderungen des Lebensraumes

3.1.1 Eingriffe physikalischer Art

3.1.1.1 Gewässerausbau und -unterhaltung

Neben der Idee einer Großschiffahrtsstraße, die Rhein und Donau in Gestalt des Ludwig-Donau-Main-Kanals 1864 verbinden sollte, veranlaßten die jährlich hereinbrechenden Hochwasserwellen die Anwohner des Mains, erste großangelegte Flußkorrekturen vorzunehmen (Klausewitz, 1972a). Dies erreichte man durch Eintiefung des Flußbettes mit Hilfe von Steindämmen und Buhnenleitwerken, wodurch eine schnellfließende Strommitte und außerhalb der Dämme großflächige Stillwasserbezirke geschaffen wurden. Später traf der Gedanke der Landgewinnung in Anbetracht des ständigen Ansteigens der Bevölkerungsdichte hinzu. Die "Hochblüte" dieser Entwicklung wurde zwischen 1960 und 1970 erreicht, denn in dieser Zeit wurden in der BRD 25 000 km Wasserläufe ausgebaut (Bless, 1978). Den Vorteilen der schnellen Wasserabführung und der Bodengewinnung gesellten sich jedoch in kurzer Zeit die nachteiligen Folgen solcher Eingriffe wie Begradigung, Bau monotoner Profilformen mit gleichförmigen Breiten- und Tiefenverhältnissen bei, die zwangsläufig eine Uniformierung der Gewässermorphologie, also einen Wegfall ökologischer Nischen bedeuteten (Bless, 1981). So bewirken die Begradigung eines Gewässerlaufs und der damit einhergehende Ufer- und Sohlenausbau eine Erhöhung der Fließgeschwindigkeit, die aufgrund stärkerer Krafteinwirkung eine Abschwemmung von Sedimenten, d.h. von für Festsubstratlaicher unabkömmlichen Sand- und Kiesbänken, Erosion und damit eine Eintiefung und Egalisierung der Gewässersohle mit Vernichtung von Kolken nach sich zieht. Die folgende Absenkung des Grundwasserspiegels stellt eine Potenzierung der durch verminderte Wasserrückhaltekraft hervorgerufenen Versteppung des Umlandes dar und begünstigt damit extreme Niedrigwasserstände. Zudem werden als Laich- und Aufwuchsplätze, Weidegründe und Ruhe- und Schutzstellen wertvolle Altarme vom Gewässerlauf abgeschnitten (Bauch, 1958; Kuhn, 1976; Schmid 1975b). Durch das Fehlen von Überschwemmungsgebieten gehen z.B. dem Hecht wichtige Laichplätze sowie anderen aquatischen

Lebewesen bedeutende Nahrungsquellen verloren. Innerhalb des Gewässers tritt aufgrund der erhöhten Strömungsgeschwindigkeit und verminderter Kontaktflächen zwischen Untergrund und Wasser eine Verarmung an Wasserpflanzen, Aufwuchs und Fischnährtieren ein, die außer Nahrungsmangel auch eine eklatante Verminderung der Selbstreinigungskraft bedeutet (Ungemach, 1971; Bless, 1981; Cichorowsky, 1982). Aber selbst eine ausgezeichnete Wasserqualität ermöglicht kein Überleben, wenn nicht artspezifische Nischen für jede Lebensetappe vorhanden sind (Lelek, 1979). Besonders die Fischfauna der Salmonidenregion stellt hohe Ansprüche an die Vielfältigkeit der Kleinlebensräume, die außer wechselnden Strömungsbereichen unterschiedliche Sedimentgröße, vor allem für Kleinfischarten und Jungfische, Unterstände und Varianz der Wassertiefe beinhalten muß (Bless, 1981). Nach Jungwirth (1983) sinkt mit dem Grad der Diversität des Lebensraumes nicht nur die Artenzahl und Besiedlungsdichte, sondern auch die Altersstruktur ist gestört, da Jungtiere verstärkt auf Refugialzonen angewiesen sind. So konnte bei Untersuchungen in einem geräumten Bach festgestellt werden, daß zwar eine Zuwanderung der Bachschmerle und anderer Kleinfischarten wie Elritze und Stichling mit Ausnahme der Koppe stattfand, jedoch werden nur adulte Exemplare der Bachschmerle gefunden (Stein, 1984). Dies trifft ebenso für Gewässer der Barben- und Brachsenregion zu (Jungwirth u.a., 1983). Arten mit Schwarmbildungsreaktionen und größerer Fruchtbarkeit wie Rotaugen, Brachsen oder Ukelei, für die Nahrungsplätze wichtiger als Versteckmöglichkeiten sind, finden in verbauten Gewässern im Vergleich zu verborgen lebenden Arten ein besseres Fortkommen (Lelek, 1979). Die häufig mit Ausbaumaßnahmen einhergehende Beseitigung des Uferbewuchses zieht eine mangelnde Uferbefestigung, Verarmung der Gewässerboden- und Uferzonenstruktur, zu intensive Sonnenbestrahlung und damit übermäßige Erwärmung und Verkrautung nach sich. Zusätzlich verhindert eine künstliche Uferbefestigung den Austausch zwischen Grund- und Oberflächenwasser und die Entwicklung einer reichen Nährtierfauna (Haider u. Dreyer, 1984). Im Main bei Bürgel konnten nach Uferverbauung weder zuvor reichlich vorhandene Jungfischbestände, noch adulte Tiere festgestellt werden, da Sandbuchten, Schilfbewuchs und Krautbestände fehlten (Klausewitz, 1977b). Nicht zu vernachlässigen ist in einem unnatürlich ausgebauten Gewässer die Gefährdung durch natürliche Feinde wie Graureiher, da keine Schutzmöglichkeiten bestehen (Utschick, 1981). Auch Gewässerunterhaltungsmaßnahmen mit meist großräumigem Maschineneinsatz stellen schwerwiegende Eingriffe dar, da unkontrollierte Entkrautungsmaßnahmen ökologisch unentbehrliche Räume vernichten und eine Mobilisierung

an Sedimenten zu Verschlammung und Versandung mit Zerstörung von Laichplätzen der Kieslaicher und Vernichtung der bodenlebenden Kleinfafa führt (Stein, 1984).

3.1.1.2 Aufstauung und Kraftwerksbetrieb

Veranlassung zu ersten großangelegten Gewässeraufstauungen, abgesehen von kleinen, seit langem gebräuchlichen Mühlwehren, war die Forderung nach einer Niedrigwasserregulierung, wie beim Bau des Ludwig-Donau-Main-Kanals in den Jahren 1836-45, der dem Bedürfnis der aufkommenden Industrie nach einem leistungsfähigen Transportweg nachkam (Heuschmann, 1954). Eine andere Motivation zum Bau von Stauhaltungen vor allem bei Gewässern II. und III. Ordnung bildete die Notwendigkeit, einem durch forcierte Melioration hervorgerufenen Verlust der Wasserrückhaltekraft und extremen Hoch- und Niedrigwasserständen zu begegnen. Hinzu kam in unserem Jahrhundert der Aspekt der Energiegewinnung im Kraftwerksbetrieb.

Jede Stauhaltung bringt durch Senkung der Strömungsgeschwindigkeit eine tiefgreifende Änderung des Flußcharakters mit sich. Dies trifft in verstärktem Maße auf starkströmende Flußabschnitte, nämlich der Forellen-, Äschen- und Barbenregion, zu, da sich durch die Wandlung der Strömungsverhältnisse ein seenhaftes ökologisches Gefüge ausbildet, in dem die Stillwasserfauna der Brachsenregion die nun für die ursprünglichen Arten ungeeigneten Lebensräume besetzt (Reichenbach-Klinke und Liebmann, 1968). Es ist allerdings zu bemerken, daß diese Gewässerabschnitte einen "Zwittercharakter" besitzen, da die neugeschaffenen Verhältnisse jederzeit, wie z.B. bei regelmäßig auftretenden Hochwasserwellen, umkehrbar sind, d.h. Stillwasserarten werden abgeschwemmt, rheophile Arten dagegen vermögen den Bereich nur während dieser kurzen Perioden zu besetzen (Jens, 1964). Bedeutsam für den Grad der Veränderungen ist die Frequenz der Stauhaltungen, denn wenige, weit voneinander entfernte Wehre beeinträchtigen den natürlichen Charakter des Flusses kaum. So konnte im Main in der ersten Phase der Baumaßnahmen Mitte des letzten Jahrhunderts die Fischerei nach einer Öffnung der Bühnenfelder zum freien Strom zu einer zweiten Hochblüte gelangen, da die Stillwasserbezirke der Bühnenfelder Refugialzonen darstellten (Klausewitz, 1972a). Erst die zweite Phase des Ausbaus

in den 30er Jahren unseres Jahrhunderts, in der eine Reihe von weiteren Stauhaltungen den Main zu einer "in sich abgeschlossenen, kanalisierten Flußstrecke" degradierte (Heuschmann, 1954), verliert der klassischen Barbenregion des Mittel- und Unterrhein allmählich den hydrographischen Charakter der Brachsenregion, wobei auch die wertvollen Buhnenbezirke und Altarme der Wasserstandserhöhung zum Opfer fielen (Jens, 1964).

Gleichzeitig vermindert sich die Transportkraft des Wassers für mitgeführte Sedimente. Dies führt zu Ablagerung feiner und feinsten Teilchen, d.h. zu Verschlammung des Gewässergrundes und damit zur Vernichtung der für Kieslaicher wie Barbe und Nase notwendigen Laichplätze (Heuschmann, 1954). Eine weitere Änderung erfährt die Wassertemperatur, denn durch Vergrößerung des Wasserkörpers reagiert das Gewässer verzögert, weshalb der im Frühjahr abgelegte Fischlaich kühleren Temperaturen und damit ungünstigeren Voraussetzungen ausgesetzt ist (Jens, 1964). Durch die größere Wassertiefe findet Assimilation nur in den obersten Schichten statt und der ohnehin durch mangelnde Wasserbewegung und höhere Sommertemperaturen verminderte Sauerstoffgehalt des Wassers in unteren Schichten wird weiter herabgesetzt. Zusätzlich wird der Bewuchs mit Wasserpflanzen gehemmt. Hierbei wird eine Verdrängung streng spezialisierter Taxa der Krautlaicher durch Arten, die ihre Laichsubstratspezifität verlieren, wie z.B. Rotaugen im Rhein, gefördert (Lelek, 1976). Auch die bereits angesprochene Vernichtung von Altwässern und Flachwasserzonen, die bereits im ersten bayerischen Fischereigesetz des Jahres 1908 unterbunden werden sollte, jedoch teilweise wenig Beachtung fand (Wiesner, 1971), verschlechtert die Lebensbedingungen der Krautlaicher wie Schleie, Hecht, Stichling oder Schlammpeitzger. Eine entscheidende Bedrohung für den Fischbestand stellt jedoch eine gleichzeitige hohe organische Abwasserbelastung dar, wie sie bei vielen Stauhaltungen vorliegt, da diese nicht den Status eines stehenden Gewässers besitzen (Lillelund, 1963). So soll nach Liebmann (1958) die Wassergüteklasse II nicht unterschritten werden, um stark sauerstoffzehrende Faulschlammablagerungen und damit lebensfeindliche Bereiche am Gewässergrund zu vermeiden, der damit besonders den Kieslachern keine Überlebenschance mehr bietet. Dabei ist nicht zu übergehen, daß die Fischpopulation infolge der stärkeren Verteilung einer Abwasserfahne keine Ausweichmöglichkeiten besitzt (Lillelund, 1963). Eine zusätzliche Folge der Stauhaltung ist die Eintiefung der Gewässersohle unterhalb des Wehres, die zum Bau weiterer, die Höhenunterschiede mildernder Aufstauungen führt (Wiesner,

1971). Durch die Errichtung solcher häufig mit uneffektiven Fischpässen ausgestatteter Hindernisse wird nicht nur, wie im Falle des Main, der Zug der "klassischen Wanderfischarten unterbrochen (Klausewitz, 1972a), sondern auch stationären Arten wie Aland, Barbe, Nase oder Rutte wird die Möglichkeit genommen, lebensnotwendige Migrationen an Laich- und Fraßplätze oder Orte der Winterruhe zu unternehmen (Bless, 1979a; König, 1969). So wurden bei Barben und Nasen durchschnittliche Laichwanderungen bis zu 70 km flußaufwärts festgestellt (Lillelund, 1963). Auch bereits Schlabstürze von 30 cm Höhenunterschied in kleineren Gewässern stellen für den Austausch der Kleinfischpopulationen, besonders für schlechte Schwimmer wie Koppe, Schmerle oder Steinbeißer, aber auch für Elritze, Bachneunauge, Stichling, Gründling oder Plötze sehr schwer zu überwindende Hindernisse dar (König, 1969). Weiter ist zu bedenken, daß der vitalitätserhaltende genetische Austausch verschiedener Flußpopulationen durch die Bildung isolierter Flußabschnitte weitgehend unterbrochen ist, da der Wechsel durch Schleußenverkehr und Fischpässe zu vernachlässigen ist (Heuschmann, 1954; Jens, 1964; Reichenbach-Klinke und Liebmann, 1968; Bless, 1979b). Hochwasserwellen treten in größeren Stautufen außerhalb der für den Hecht natürlichen zeitlichen Synchronisation von Laichreife und Hochwasserspitzen auf (Deufel, 1975) und sind stark abgeschwächt, wodurch Nahrungsquellen der aquatischen Fauna ausfallen.

Der in der Regel mit Stauhaltungen einhergehende Kraftwerksbetrieb verursacht im Rahmen des Schwellbetriebes Schädigungen des Fischlaichs, indem dieser unnatürlichen, zeitlich zu rasch aufeinander folgenden Instabilitäten des Wasserspiegels und damit zeitweiliger Austrocknung ausgesetzt ist, so daß "nicht ein Minimum an Gelegenheit des Laichaufkommens gewährleistet ist" (Jens, 1964). Der dabei, wie im Falle des Mains, von Kraftwerksbetreibern zu leistende Schadensausgleich wird durch Besatz mit wirtschaftlich interessanten Arten wie Karpfen oder Aal getätigt und induziert eine zusätzliche Artenverfälschung oder wird durch anderweitige Schädigungen zunichte gemacht (Reichenbach-Klinke und Liebmann, 1968). Durch Turbinenschäden sind trotz vielerorts angelegter elektrischer Sperren vor allem flußabwärts wandernde Aale betroffen (Reichenbach-Klinke und Liebmann, 1968).

3.1.1.3 Wasser und Feststoffentnahmen, Feststoffeintrag

Die häufig mit Energiegewinnung gekoppelten oder Bedürfnissen der Industrie entspringenden Wasserentnahmen aus kleinen Fließgewässern führen besonders zu Zeiten mit natürlichen Niedrigwasserständen zu extremen Wassermangelzuständen, während deren Bestehen die in der Regel nicht reduzierte Abwasserbelastung vernichtende Folgen entwickeln kann (Cichorowsky, 1982). In diesem Zusammenhang ist auch das Vorhaben zu nennen, Wasser der Altmühl, die der Donau tributär ist, in den Regnitz Einzugsbereich in Form des Brombach- und Rothspeichers umzuleiten, um die Wasserabflußverhältnisse der mittelfränkischen Industrieregion zu verbessern (Gärtner und Billmeier, 1982).

Die Entnahme von Kies aus Gewässern wirkt sich nicht nur auf Kieslaicher durch Verlust von Laichplätzen nachteilig aus (Klausewitz, Schäfer und Tobias, 1973), sondern verursacht auch wie die vielerorts noch stattfindenden Einträge von Regenwassereinläufen durch mangelnde Sanierung von Kanalsystemen eine Versandung und Verschlammung des Gewässergrundes mit Überdeckung der vorhandenen Substrate und die Vernichtung der bodenlebenden Nährtierfauna (Wiesner, 1971; Cichorowsky, 1982).

3.1.1.4 Abwärme

Durch die Einleitung von Kühlwasser aus Kraftwerken oder industriellen Betrieben wird das limnologische und fischereiliche Bild eines Fließgewässers in Abhängigkeit von der Wassergüte erheblich verändert. Bei geringer organischer Belastung entstehen folgende Auswirkungen:

Von großer Bedeutung ist zunächst der Einfluß der Aufheizung auf die Sauerstoffbilanz, denn zum einen sinkt der Sättigungswert des Wassers für O_2 mit steigender Temperatur, zum anderen erhöht sich die Stoffwechselintensität und damit der Sauerstoffbedarf sämtlicher Organismen zwischen $5^\circ C$ und $30^\circ C$ um mehr als das Zehnfache, was zur Bildung einer "Sauerstoff-Schere" führt (Elster, 1968). Durch die starke Hitzeexposition des entnommenen Wassers wird ein großer Teil der enthaltenen Mikroflora und -fauna zerstört (Schäfer, 1972). Zu bedenken ist weiterhin, daß durch die gesteigerte Stoffwechselaktivität das Wachstum und die Entwicklung von Arten aller Organisationsstufen beschleunigt

wird. So kann aufgrund massenhafter Algenproduktion durch erhöhten nächtlichen Sauerstoffverbrauch eine negative Nettoassimilation entstehen (Elster, 1968). Das Wachstum von Insektenlarven, die wie die Köcherfliegenlarven Hydropsyche und Rhyacophila lebensnotwendige Nahrungsgrundlage vieler Fischarten bilden, wird dechronisiert, so daß die vorzeitig geschlüpften Imagines durch die noch zu kühlen Lufttemperaturen zugrunde gehen (Bauer u.a., 1982). Durch die Strömung des natürlichen Jahresrhythmus bzw. das Fehlen von Temperaturminima kann die Geschlechtsreife aber auch gehemmt werden, wie dies bei Elritzen nachgewiesen wurde (Elster, 1968), oder zu frühzeitiger Laichablage und gehäuftten Bastardierungen besonders unter Weißfischarten führen (Pleyer, 1981b). Zusätzlich verursacht die Adaptation an bestimmte Temperaturen eine Abhängigkeit von deren Konstanz, die durch den Kraftwerksbetrieb nicht immer gewährleistet ist. So konnte eine Beeinträchtigung von Köcherfliegenlarven durch Nachtabschaltung bewiesen werden (Bauer u.a., 1982). Ein größeres Problem jedoch ist die Artenverschiebung, die bei niederen und hohen Entwicklungsstufen gleichermaßen aufgrund verschiedener Temperaturpräferenzen auftreten. Untersuchungen des Bayer. Landesamtes für Wasserwirtschaft und der Landesanstalt für Wasserforschung ergaben, daß vermehrt benthische Blaualgenarten, die eine Verschlechterung des Saprobienindex bewirken, auftraten, als Fischnährtiere bedeutsame Steinfliegen- und Köcherfliegenlarven sowie im Aufwuchs lebende Ciliaten dagegen fehlten. Beobachtet wurden ebenso Massenentwicklungen von Blasen- und Deckelschneckenarten, die möglicherweise Parasiten als Zwischenwirte dienen (Bauer u.a., 1982). Bei den Fischarten entstehen Verschiebungen entsprechend dem hydrographischen Charakter des betroffenen Flußabschnitts, wobei das Ausmaß in den kälteren Bereichen, der Forellen- und Äschenregion, wächst. Aufgrund der geringen Temperaturtoleranz besitzt die Fischfauna der Salmonidenregion vor allem bei der Fortpflanzung keinerlei Überlebensmöglichkeiten (Elster, 1968). Bei Erwärmung der tiefer liegenden Abschnitte mehrte sich der Artenanteil der Bewohner der Brachsenregion, die in Anbetracht der gesteigerten Algenentwicklung und damit des erhöhten Nahrungsangebotes sogar Massenauftreten zeigen können, wobei das Einzelwachstum sinkt. In der Regnitz wurde mit Wärmepräferenz der Aitel gleichzeitig ein schlechteres Abwachsen der Einzelexemplare festgestellt (Bauer u.a., 1982). Bacalbasa-Dobrovici (1982) bemerkte in erwärmten Donauabschnitten ein deutliches Überwiegen der Ukelei gegenüber nicht erwärmten Bereichen. Ferner ist in Einzelfällen eine Ansiedlung tropischer Arten möglich, wie es

die Massenentfaltung einer subtropischen Sumpfdeckelschnecke in der Naab (Bauer u.a., 1982) und Berichte über das Vorkommen von Tilapien und Guppies in Kühlwasserfahnen bestätigen (Newdick, 1983; Arnold, 1985). Dabei sind jedoch einer Ausbreitung natürliche klimatische Grenzen gesetzt (Bauer u.a., 1982). Als eine bedeutende Potenzierung der Belastung ist die Einleitung von Abwärme bei bestehender Abwassereinleitung, wie sie in der Mehrzahl der Hauptvorfluter vorliegt, zu nennen, da die Abbauvorgänge stark beschleunigt werden und dadurch extreme Sauerstoffmangelzustände entstehen, eine Tatsache, der einige Kraftwerksbetreiber inzwischen durch intensive Sauerstoffbelüftung begegnen (Bauer u.a., 1982). Auch die Entwicklung pathogener Erreger, ebenso wie starker Parasitenbefall der Fischpopulation in erwärmten Flußbereichen ist nur in Verbindung mit gleichzeitiger starker organischer Belastung nachgewiesen (Bauer u.a., 1982).

3.1.1.5 Schiffsverkehr

Der auch auf dem Main rege stattfindende Schiffsverkehr schädigt die Fischfauna zum einen aufgrund Beeinträchtigung der wirbellosen Bodenbesiedlung und direkte Bedrängung von "Kulturflüchtern" wie Hecht oder Zander durch Einwirkung der Schiffsschrauben, zum anderen stellt der Wellenschlag eine "abiotischen Faktor mit rein negativer Funktion" dar, der vor allem für Fischlaich und -brut im Uferbereich eine große Gefahr bedeutet (Jens, 1964; Hansmeyer u.a., 1976) und zudem eine Erosion der Buhnenfelder fördert (Küthke, 1985). Auch die Sauerstoffbilanz verschlechtert sich durch Erhöhung des Schwebstoffgehaltes, die eine Minderung der Photosynthesekapazität bewirkt (Köthke, 1985).

3.1.1.6 Freizeitaktivitäten

Freizeitaktivitäten stellen für den Fischbestand eines Gewässers einen Störfaktor dar, wenn die Schonung von Refugialzonen wie natürlich belassenen Uferbereichen und Schilfgürteln nicht berücksichtigt wird. Diese Gefahr besteht bei intensivem Badebetrieb, bei Ausübung von Sportarten wie Windsurfing oder Segeln, mit dem Bau von Campingplätzen und vor allem durch Motorsport, der bereits vielerorts Einschränkungen erfahren hat (König, 1971).

3.1.2 Einflüsse auf den Wasserchemismus

3.1.2.1 Sauerstoffzehrung und Eutrophierung

Übermäßige Sauerstoffzehrung, die für den Stoffwechsel unserer Gewässer einen der bedeutendsten Belastungsfaktoren darstellt, entsteht durch Überbelastung eines Vorfluters mit organischer Substanz, die, meßbar mit der Größe des biochemischen Sauerstoffbedarfs, des BSB₅, mikrobiell abgebaut wird. Diese Verunreinigung wird zum einen durch Einbringen ungereinigter oder nur mechanisch gereinigter Haushaltsabwässer und durch Überbelastung landwirtschaftlicher Flächen mit Naturdünger oder dessen direkte Einleitung verursacht. Die Folgen der nun einsetzenden massiven Abbauvorgänge können, abgesehen von direkt toxischer Wirkung des NH₃, bei Einwirkung weiterer negativer Faktoren wie Niedrigwasserstände und hoher Temperaturen Massensterben der gesamten aquatischen Fauna und Flora infolge Erstickung sein (Buhse, 1966). Dabei besteht eine artspezifische Toleranz gegenüber Sauerstoffmangelzuständen. So besitzen Forellen einen Mindestsauerstoffbedarf von 7 mg O₂/l, während Werte von 4,5 bis 5,0 mg O₂/l Karpfen ausreichende Lebensbedingungen bieten (Schäperclaus, 1961), was die Tragweite einer Einleitung in Beziehung zum hydrographischen Charakter des betroffenen Vorfluters setzt. In Bayern werden auf der Liste der aufgeklärten Fischsterben in den letzten Jahren als Hauptursachen Sauerstoffmangel durch Einleitung von landwirtschaftlichen und kommunalen ungeklärten Abwässern sowie falsche Teichbewirtschaftung angeführt (Sanzin, 1979, 1981, 1984). Zusätzlich verschiebt sich bei ständiger Einleitung das aquatische Artenspektrum zugunsten einer saprophilen Fauna, wie es Pleyer (1981a) am Beispiel der Schwarzach aufzeigt, denn mit gleichzeitigem Rückgang von Ephemeriden- und Plekopterenlarven überwiegt die saprophile Wasserassel, die als Zwischenwirt von Fischparasiten den vorhandenen starken parasitären Befall der Bachforellen begünstigt. Untersuchungen in der Regnitz bestätigten das gehäufte Auftreten von Wasserassel und auch Fischegel bei starker organischer Belastung. Bei extremer organischer Abwasserlast entsteht eine Massenentwicklung des Abwasserpilzes *Sphaerotilus natans*, ein sogenanntes Pilztreiben (Hoffmann, 1981).

Weit folgenschwerer ist die durch Eutrophierung entstehende sekundäre Sauerstoffzehrung, da sie sich im Gegensatz zur direkten Einleitung, deren Folgen durch Besatz und Zuwanderung behoben werden können, langfristig entwickelt (Riedel,

1974). Die künstliche Eutrophierung, also die anthropogen beschleunigte Anreicherung eines Gewässers mit Nährstoffen, findet ihre Ursachen zunächst in der unmittelbaren Einleitung anorganischer Frachten, vorwiegend Phosphaten und Nitraten, aus Kläranlagen ohne chemische Klärstufe bzw. aus industriellen Betrieben, aber auch die Einschwemmung aus mineralgedüngten, häufig in Ufer- oder Überschwemmungsgebieten gelegenen oder der Erosion preisgegebenen landwirtschaftlichen Flächen und der Streusalzeintrag sind zu nennen. Zudem wird das Gewässer mangels Möglichkeiten der Eliminierung infolge begrenzter Aufnahmefähigkeit der höheren Pflanzen kummulativ belastet (Sturz, 1969; Hansmeyer u.a., 1976; Schwörbel, 1971). Besonders im Maingebiet stellt der Weinbau als intensiv bewirtschaftete, erosionsfördernde Sonderkultur einen nicht geringen Anteil der Mineralfracht (Gärtner und Billmeier, 1982). Der größere Nährstoffeintrag findet auf indirektem Wege durch bakteriellen Abbau organischer Substanz statt, die in der Endstufe der biochemischen Reaktionen als anorganischer Baustoff zur Verfügung gestellt wird. Die Wirkung dieses Überangebots, das sich aufgrund des langsameren Stoffumsatzes besonders in stehenden Gewässern und Stauhaltungen manifestiert, entsteht nun durch ein überschießendes Wachstum von Algen und höheren Pflanzen, der Primärproduzenten, und folglich von Fischnährtieren, das die Sauerstoffbilanz und die Nahrungssituation eines Gewässers zunächst deutlich verbessern kann und sich in höheren Zuwachsraten der gesamten Fischpopulation und Massenaufreten einzelner Taxa, speziell pflanzen- und invertebratenfressender Weißfischarten mit breiter ökologischer Valenz (Bless, 1978) wie Rotaugen, Ukelei oder Brachsen niederschlägt (Kriegsmann, 1955; Keiz, 1979). Bei der extremen Form des Algenwachstums, der Wasserblüte, besteht besonders in geschlossenen Systemen die Möglichkeit einer Sauerstoffübersättigung, die sich in direkter Schädigung des Kiemenepithels durch starke Erhöhung des pH-Wertes oder infolge Adaptation am Tage bei nächtlichem Absinken der Sauerstoffwerte in Form der Gasblasenkrankheit äußern (Schäperclaus, 1961). Bei fehlender Assimilationsmöglichkeit, wie bei Schlechtwetterperioden oder zur Nachtzeit, kann die nun stattfindende Sauerstoffzehrung der Algen- und Pflanzenmassen zu einem lebensbedrohlichen Mangelzustand führen, der zunächst ein Massensterben von Fischen, aber auch der niederen Tiere und der Algen selbst verursacht (Bohl, 1981). Diese Vorgänge treten besonders im Untermain nicht selten auf (Klausewitz, 1973). Nach dem Absinken der organischen Substanz kann infolge des bakteriellen aeroben Abbaus eine sauerstofffreie Bodenschicht mit Überwiegen anaerober Fäulnisprozesse und gleichzeitigem Anfall von Faulgasen

entstehen, die für den Fisch- und Nährtierbestand eine lebensfeindliche Zone darstellt, Bodenlaichern jede Möglichkeit der Fortpflanzung nimmt (Kriegsmann, 1958) und eine erhebliche Minderung der Nährtierfauna bedeutet (Huber, 1981), da die sich bildenden, z.T. sehr umfangreichen Schlammbanken nicht kurzfristig abzubauen sind und den Grundbereich eines Gewässers selbst bei erheblicher Besserung der Wassergüte auf Jahre hinaus unfruchtbar werden lassen (Keiz, 1979). So ist nach Kriegsmann (1958) die drastische Abnahme der sich natürlich fortpflanzenden Coregonenbestände im Bodensee, sowie möglicherweise auch Mißbildungen (Keiz, 1979), auf den Sauerstoffmangel im Hypolimnion des Sees, der Zone der Ei- und Larvenentwicklung, zurückzuführen. Hierbei ist weiter zu berücksichtigen, daß Phosphate unter anaeroben Verhältnissen aus der mit O_2 -Einwirkung stabilen Eisenbindung rückgelöst und dadurch wieder verfügbar werden (Siewing, 1980).

Während der langfristigen Entwicklung einer Eutrophierung, bei der ebenfalls die Zunahme an Biomasse eine sekundäre Verunreinigung bedeutet (Schwörbel, 1971), treten deutliche qualitative und quantitative Veränderungen der Fisch-, aber auch der Wirbellosenfauna auf, denn zunächst findet eine gesteigerte Vermehrung der euryöken Arten wie Brachsen, Rotaugen oder der Barsche statt, die hier optimale Ernährungs- und Fortpflanzungsbedingungen finden, zumal viele Individuen zu reinen Planktonfressern werden (Kiekhäfer, 1967), die Larven bessere Respirationsorgane besitzen (Bless, 1978) und dadurch eine Verdrängung der Arten hervorrufen, die durch Beschneidung ihres natürlichen Lebensraumes eine Konstitutionsschwächung erfahren (Pohlhausen, 1984). Der nun entstehende überhöhte Populationsdruck der angepassten Spezies äußert sich in einem geringeren Abwuchs der Einzelindividuen der eigenen Art (Braun, 1983) und einer höheren Anfälligkeit für seuchenhafte und parasitäre Erkrankungen. Zusätzlich wird das Aufkommen möglicher Zwischenwirte für Trematoden, nämlich Schnecken- und niedere Krebsarten, durch das hohe Angebot pflanzlicher Nahrung gefördert (Keiz, 1979). So konnten Schäfer und Hoffmann (1985) in den letzten Jahren bei Untersuchungen über parasitären Massenbefall von Weißfischen im Main feststellen, daß stets eine starke Überrepräsentation von Brachsen und Plötzen mit gleichzeitiger Verbüttung vorlag, wobei im Fall einer Parasitose von Barben durch *Diplostomum* der Zwischenwirt deutlich vermehrt vorhanden war. Auch ein direkter Vergleich des Parasitenbefalls der Fischfauna des Bodensees

vor und nach Beginn der künstlichen Eutrophierung zeigte eine offensichtliche Zunahme der Befallsfrequenz und einen deutlichen Wandel der Artenstruktur von Zwischenwirten und Parasiten (Üzcelik, 1978). Bacalbasa-Dobrovici (1982) zeigte in einer Untersuchung, daß bei Barben und Haseln in stark belasteten Gewässern der Anteil unreifer Erythrozytenformen im Blut ansteigt, was als Antwort auf vermindertes Sauerstoffangebot interpretiert wurde. Auch die Zunahme der Pigment-Makrophagen bei Weißfischen im Main als Steigerung der Abwehrfunktion stellt eine Reaktion auf die chemische Belastung des Gewässers dar (Schäfer u. Hoffmann, 1985). Als zusätzliche Folge der Eutrophierung zeigt sich der Rückgang der Schilfbestände, der durch mangelnde Belastbarkeit der Halme infolge überschießenden Wachstums hervorgerufen wird, und damit wiederum vor allem für die Fischbrut wertvolle Biotope empfindliche Verluste erleiden (Deufel, 1978). Einen beachtenswerten Aspekt bietet die Tatsache, daß bei rigoroser unvermittelter Elimination der Phosphat- und Nitratfrachten infolge der Adaptation der Fischfauna an das überreiche Nahrungsangebot akute Nahrungsmangelsymptome auftreten können (Hoffmann, 1984).

3.1.2.2 pH-Wert-Veränderungen

Bei Gewässern mit geringer Karbonathärte, die vor allem Wasser aus kalkarmen Gesteinsschichten, insbesondere Urgestein, aufnehmen, kann das Säure-Basen-Verhältnis, dessen optimale Werte pH 7,2 bis 7,6 betragen, nach Verbrauch der geringen Pufferkapazität extreme Gleichgewichtsverluste erfahren (Steidle und Pongratz, 1984). Die Erhöhung des pH-Wertes in den alkalischen Bereich ereignet sich mit Ausnahme von industriellen oder Haushaltseinleitungen, lokal begrenzt bei übermäßiger, durch eutrophe Verhältnisse induzierter Assimilation, durch die der Sauerstoffgehalt des Gewässers für die Fischfauna toxische Werte erreicht, da durch Bildung von Kalklauge Schädigungen vor allem des Kiemenepithels entstehen (Schäperclaus, 1979).

Wesentlich größere allgemeine Tragweite besitzt jedoch die als Gewässerversauerung publik gewordene pH-Wert-Senkung in den kalkarmen Gewässern der Urgesteinsgebirge wie des Bayerischen Waldes, Oberpfälzer Waldes, Frankenwaldes und des Fichtelgebirges, die zunächst, mit Ausnahme großräumig zu vernachlässigender industrieller Einleitungen, auf einseitige Bewirtschaftung der Waldbestände mit Fichtenmonokulturen und in deren Folge auf Bildung und Einschwemmung von Huminsäuren zurückzuführen ist (Buhse, 1966). Eine wesentliche Potenzierung stellt hierbei

der durch die industrielle Entwicklung bedingte hohe atmosphärische Gehalt an SO_2 dar, das als Sulfid durch Regen und Schneeschmelze in die Gewässer eingebracht wird und zu schlagartigen pH-Wert-Senkungen auf Werte von 5 und weniger führen kann (Howard u. Perley, 1982). Durch die Gewässerversauerung sind in der Hauptsache die organisch unbelasteten Oberläufe der Bäche, also Abschnitte der Forellenregion, betroffen, da in unteren Bachstrecken eine Verdünnung durch Wasser aus weniger gefährdeten Einzugsgebieten und durch Einleitung alkalischer häuslicher und landwirtschaftlicher Abwässer eine Neutralisation stattfindet (Steidle und Pongratz, 1984). Durch kurzfristige pH-Wert-Senkungen treten akute Schädigungen der Fischfauna auf, die sich insbesondere in Verätzungen des Kiemenepithels mit unterschiedlicher Sensibilität der einzelnen Arten und Lebensalter äußern (Hoffmann u. v.a. Graaff, 1984). Die geringste Toleranz besteht bei Fischnährtieren wie Steinfliegen- und Eintagsfliegenlarven und tierischem Plankton, sowie bei Fischlaich und Jungtieren, deren Aufkommen zusätzlich in die Zeit der stärksten Belastung, nämlich das Frühjahr, fällt, wodurch die natürliche Fortpflanzung der Art unterbrochen ist. Kennedy (1980) stellte experimentell an amerikanischen Seeforellen (*Salvelinus namaycush*) bereits bei einem pH-Wert von 5,84 100 % Mißbildungen und eine embryonale Sterblichkeit von 97 % fest. Sehr gefährdet sind Karpfen sowie die hauptsächlich betroffene Bachforelle, während der Bachsaibling sich resistenter zeigte und häufig als einzige Fischart in betroffenen Bächen zu finden ist (Record et al., 1982; Hoffmann u. v.d. Graaff, 1984). Bei Fischsterben in Teichen und Weihern Oberfrankens von 1953 bis 1983 wurden in 13 Fällen als Ursache huminsaures Wasser, Schneeschmelzwasser oder zu niedriger pH-Wert angegeben (Steidle und Pongratz, 1984). Durch die folgenreichere Einwirkung chronisch toxischer Werte entstehen Schäden an Fischen und den Nährtieren sowie an Pflanzen, die den gesamten aquatischen Bestand eines Gewässers auszulöschen vermögen, nämlich Ca-Mangelerscheinungen mit Fortpflanzungsstörungen und Skeletteformationen, extremer Nahrungsmangel, den wiederum der Bachsaibling in hohem Maße toleriert, und Intoxikationen mit Metallionen, die verstärkt und z.T. irreversibel in Lösung gehen und vor allem stehende Gewässer auch nach Hebung des pH-Wertes auf lange Zeit unbewohnbar werden lassen (Hoffmann u. v.d. Graaff, 1984). So konnten in 7 untersuchten Bächen des Fichtelgebirges bei pH-Absenkungen unter 5,5 (Beginn der Löslichkeit von Aluminium) deutliche Anstiege der Aluminiumkonzentration im Wasser verzeichnet werden (Steidle u. Pongratz, 1984). Kobayashi

und Kishina (1980) konnten an Goldfischen eine erhöhte Toxizität von Pentachlorphenol bei erniedrigtem pH-Wert nachweisen. Bei Elektroabfischungen durch das Institut für Zoologie und Hydrobiologie, München, an Bächen des Fichtelgebirges wurde ermittelt, daß 4 Bäche, deren pH-Wert 5 und weniger betrug, keinerlei Fischbestand aufwiesen (Fischer-Scherl, 1984 unveröffentlicht).

3.1.2.3 Einleitung von toxischen Substanzen

Vorausschickend ist zu bemerken, daß der Begriff "Schadstoff" oder "toxische Substanz" aufgrund der Konzentrationsabhängigkeit der Schadwirkung wenig Aussagekraft besitzt, jedoch bei z.T. fehlendem natürlichen Vorkommen im Gegensatz zu den Massenelementen durch vergleichsweise geringe Konzentrationen für Organismen schädigende Wirkungen entfalten kann (Forth, Henschler, 1980).

Auch die toxische Belastung des Mains findet ihre Wurzel bereits Mitte des letzten Jahrhunderts mit dem Aufblühen der großen Gas-, Weißpapier-, Anilin- und sonstigen chemischen Industrien (Klausewitz, 1972b). So klagt der Fischereiverein für das Großherzogtum Hessen im Jahresbericht 1889 (Anon., 1889): "Die rote und blaue Brühe verbreitet sich jetzt über die ganze Wasserfläche, sie mit einer in allen Farben schillernden Haut überdeckend.... Das Wasser ist aber nicht allein für die Tiere gefährlich und tödlich, sondern auch für den Menschen. Einige Fischer und Schiffer haben sich damit gewaschen und bekamen kranke Augen, andere wurden dadurch ganz grindig...." Zenk (1885) und Vogt und Hofer (1909) machten die industriellen Abwässer für das Ausbleiben des Lachses verantwortlich, denn der regelmäßige Lachsaufstieg hatte im Main lange vor Beginn der großen baulichen Maßnahmen aufgehört (Klausewitz, 1972b). Obgleich heute gesetzliche Einschränkungen des Wasserhaushaltsgesetzes, der Länderwassergesetze, der Waschmittelgesetze und der EG-Richtlinien Schadstoffeinleitungen solchen Ausmaßes durch Überwachung der Emissionen verhindern, besteht weiterhin eine Belastung unserer Gewässer mit toxischen Frachten, da die Heterogenität der chemischen Substanzen eine Vielzahl von Nachweisverfahren erfordern, die in praxi aufgrund des personellen und finanziellen Aufwandes nur stichprobenartig durchführbar sind (Leschber, 1979). So beschränkt sich die Darstellung der Gewässersituation auf Bestimmung von Indikatororganismen im Saprobienindex und weniger chemischer Parameter (Cichorowsky, 1982; Ruf, 1985). Aus diesem Grunde werden nur akute toxische Belastungen mit deutlichen Krankheitserscheinungen

der Fischfauna ursächlich wahrgenommen, wobei jedoch ein beträchtlicher Anteil der Fischsterben in Bayern keine Aufklärung findet (Sanzin, 1978, 1979, 1984), während chronische Vergiftungen häufig unspezifische Symptome hervorrufen, die sich unter anderem in Konstitutionsschwäche der Fischfauna, Überwiegen resistenter Arten wie Aal, Brachsen oder Plötzen und bei stärkerer Manifestation in Organschäden durch Anreicherung, Mißbildungen und Fruchtbarkeitsstörungen äußern (Hoffmann, 1984). Nicht zu vernachlässigen ist in diesem Zusammenhang die Störfunktion bestimmter Toxine, die die Selbstreinigungskraft eines Gewässers, aber auch die Wirksamkeit von Kläranlagen durch Beeinträchtigung der Mikroorganismen erheblich mindern, zumal die Letalwerte vieler Schadstoffe, besonders von Pestiziden, für Organismen niedrigerer Entwicklungsstufen geringer sind als für Fische, was die "Indikatorfunktion" eines Fischsterbens hinfällig werden läßt und Auswirkungen auf die Nahrungssituation der Fischfauna zur Folge hat (Buhse, 1965; Schäperclaus, 1979).

Folgende Stoffgruppen tragen regelmäßig zur Gewässerbelastung bei:

Bei der bereits beschriebenen Einleitung fäulnisfähiger Frachten, insbesondere Jauche, besteht die Möglichkeit einer direkten toxischen Wirkung des Ammoniaks, das entweder bereits enthalten ist oder infolge Abbau bei gleichzeitig hohem pH-Wert freigesetzt wird (Buhse, 1966). Ebenso zeigt der bei Fäulnis freigesetzte H_2S bei geringem Sauerstoffgehalt direkte Giftwirkung (Reichenbach-Klinke, 1980).

Weit mehr Gewicht besitzen die zum großen Teil nicht biochemisch abbaubaren und deshalb akkumulierenden chemischen Stoffgruppen, die durch industrielle Einleitungen oder infolge land- und forstwirtschaftlicher Intensivbewirtschaftung durch Einschwennung in den biologischen Stoffkreislauf verbracht werden. Dazu zählen aliphatische und aromatische Chlorkohlenwasserstoffe wie Chlorphenole, Chlorbenzol und Polychlorbiphenyle (PCB's) sowie die chlorhaltigen und sonstigen Pestizide (DDT, Lindan, Aldrin) und aromatische Nitro- und Aminoverbindungen, die 1976 einen Anteil von 7 bis 12 % der gesamten gelösten organischen Substanz des Niederrhein bildeten (Hansmeyer u.a., 1976). Die chemische Uneinheitlichkeit dieser Stoffgruppen bedingt die großen Unterschiede in Toxizitätsgrad und -konzentration für die einzelnen Fischarten und die meist sensibleren Nährtiere (Reichenbach-Klinke, 1980). Besondere Bedeutung gewinnt bei den meist unter

den gesetzlichen Grenzkonzentrationen gelegenen Gewässerwerten der Aspekt der Persistenz und Biomagnifikation (Gast, 1978). Braun und Gossling (1979) ermittelten bei Untersuchungen im mittleren Isarkanal, daß eine PCB-Anreicherung in der Organismenkette stattfand und die Gewässerkonzentration über den Toleranzwerten der "quality criteria for water" lagen. Durch den Einsatz von Lindan in der Forstwirtschaft konnten Fischsterben wie z.B. in der Gauchach beobachtet werden (Schmid, 1984). Im Main wurde bei Messungen der Landesanstalt für Wasserforschung, München, in einem Fall der Lindanhöchstgrenzwert nach den EG-Richtlinien festgestellt (Braun, 1984).

Auch die nicht abbaufähigen Mineralöle, hier besonders die Phenole, vermögen außer starker Geschmacksbeeinträchtigung der Fische eine Hemmung der Mikroflora zu bewirken und in großen Konzentrationen toxische Schädigungen der Fischpopulation mit Affektionen der Haut und Kiemen hervorzurufen (Gütling, 1977; Reichenbach-Klinke, 1980). Die Belastung, die zu einem bedeutenden Teil durch den Schiffsverkehr begründet ist, liegt im Rhein bereits über den Grenzwerten für Gewässer zur Trinkwasseraufbereitung (Hansmeyer u.a., 1976).

Einen weiteren, schwer einzuschätzenden Faktor mit großer Tragweite stellt die Belastung unserer Gewässer mit Schwermetallionen dar, da diese nicht nur, wie die vorgenannten Stoffgruppen die Eigenschaft der Persistenz und Akkumulation besitzen, sondern durch eine ausgeprägte Adsorptionsneigung ein großer Anteil in den Gewässersedimenten und Schwebstoffen gelagert ist, der jederzeit bei Veränderungen des Gewässermilieus, z.B. des pH-Wertes, der Temperatur freigesetzt werden (Hoffmann, 1981; Wachs, 1978) und akute toxische Schübe verursachen kann, die sich in schwersten Organschädigungen der unterschiedlich sensiblen Fischarten niederschlagen. Dabei kann die Speicherung noch Jahre nach Entfernung der Einleitungsquelle bestehen (Reichenbach-Klinke, 1980).

Durch diese Substanzen sind vor allem die räuberisch lebenden Arten infolge Anreicherung innerhalb der Nahrungskette, aber auch Friedfische durch Bioakkumulation und damit auch der Mensch als Endverbraucher gefährdet (Ruf, 1977). So besitzt Methylquecksilber beispielsweise eine biologische Halbwertszeit in Fischen von 1 bis 3 Jahren, da es nur in geringem Umfang ausgeschieden wird (Wachs, 1982). Die Folgen einer extremen Salzbelastung beschreiben Buhse und Wach (1975) am Werra und Weser als Verarmung an Fischnährtieren, sehr

hohe Erkrankungsraten der Fischfauna mit Verschiebung zu resistenten Arten wie Barsch oder Döbel sowie regelmäßige Fischsterben.

Die vor allem in Waschmitteln enthaltenen Detergentien entfalten schädigende Wirkung durch Hemmung des bakteriellen Zelluloseabbaus und Beeinträchtigung der Fischnährtiere sowie der Fische selbst, z.B. durch Schädigung der Spermien (Klust, Mann, 1958; Mann, 1955; Reichenbach-Klinke, 1980).

Auch die in praxi stattfindende Neutralsalzbildung von Tensiden ist als labiler Faktor anzusehen, da diese bei Freisetzung eine erhebliche Giftwirkung zeigen (Huber, 1979). Die Toxizität von Tensiden steigt dabei mit sinkendem Sauerstoffgehalt des Wassers (Rieger, 1978). Erwähnt sei die Belastung der Vorfluter durch Zellstofffabriken, denn außer starker organischer Einleitung findet ein Eintrag des im Bleichprozeß verwendeten, heute allerdings zumeist durch Ozon ersetzten Chlors statt. Zudem behindern die ausgewaschenen Ligninsulfonsäuren güteverbessernde Filtrieranlagen durch Adsorption an Aktivkohlfiltren (Hansmeyer u.a., 1976).

Abschließend wird die Problematik der radioaktiven Belastung angesprochen, die möglicherweise im unmittelbaren Bereich einer Exposition durch Anreicherung vor allem in Sedimenten, Fischknochen und Wasserpflanzen anzutreffen ist, wie bei Untersuchungen der Landesanstalt für Wasserforschung, München, in der Donau unterhalb des Kernkraftwerks Gundremmingen in den Jahren 1971-1976 infolge nicht konstanter Abwasserabgabe festgestellt wurde (Herrmann, 1978). Die Belastungen durch Kernwaffenfallout, Radioaktivität aus Krankenhäusern und Forschungsinstituten und durch Kernkraftwerke erreichen in der BRD allerdings bisher keine bedenklichen Werte (Lahl und Zeschmar, 1984).

3.2 Direkte Eingriffe in das Artgefüge

3.2.1 Überfischung und Bestandsregulierung

Vor allem die klassischen Wanderfischarten Lachs, Maifisch oder Stör, wurden in den letzten Jahrhunderten durch systematische Abfischung der Flußstrecken beim Aufstieg zahlenmäßig stark reduziert, insbesondere die Fänge des Störs in Norddeutschland erlitten bereits im 17. Jahrhundert erhebliche Einbußen, aber auch für den Lachs des Rheins bedeutete die rücksichtslose Überfischung

eine Minderung der Individuendichte (Lelek, 1976). Die Ausrottung dieser wirtschaftlich bedeutsamen Arten findet allerdings keine fischereilichen Ursachen, denn der deutliche Rückgang der Fänge begann mit der Entwicklung der Industrien an Rhein und Untermain und den damit einsetzenden Belastungen (Klausewitz, 1972b). Heute wird dieser Gefahr durch die Fangbeschränkungen der Landesverordnung über die Fischerei (Anonymus, 1981) begegnet.

Es sei auch die durch Elektroabfischung eröffnete Möglichkeit der Bestandsregulierung durch direkte Entnahme erwähnt, von der vorwiegend in Salmonidengewässern Gebrauch gemacht wird. Jungwirth u.a. (1980) stellten in vergleichenden Fischbestandsuntersuchungen fest, daß die häufig gehandhabte Reduzierung der Cypriniden, z.B. Döbel und Barben, in Forellen- und Äschengewässern keine fischereilichen Vorteile biete, der Zuwachs der Edelfische in unbeeinflussten Gewässern sogar als besser beurteilt werden könne. Auch die teilweise noch immer gehandhabte, durch die Elektrofischerei erleichterte Entnahme von in der Gewässerregion heimischen "Schadfischen" wie Koppe oder Rutte in Forellengewässern ist nach Harsanyi (1985) ungerechtfertigt, da die ökologischen Räume der Koppe sich von denen des vermeintlich bedrohten Forellenlaichs bzw. der -brut unterscheiden, die Rutte dagegen durch Vernichtung der Lebensräume und regelmäßige Befischung nur geringe Individuenzahlen aufweist.

3.2.2 Besatzmaßnahmen

Die ausschlaggebende Bedeutung bei unmittelbaren anthropogenen Eingriffen in die Populationsstruktur unserer Fischfauna kommt der fischereilichen Besatzpolitik, die durch vielfältig geartete Motivationen entstand, zu. Zum einen nämlich untersteht ein Gewässer einem Produktionsdruck durch die fischereiliche Bewirtschaftung, dessen Ausmaß durch die Anzahl der Fischereiausübenden bestimmt wird und dem durch Unterstützung der natürlichen Reproduktion in Form von Besatz mit einheimischen und fremden Arten Rechnung getragen wird. So zählt man derzeit in Bayern ungefähr 200 000 Fischereischeininhaber (Huber, 1981). Zum anderen besteht für die Fischerei die Notwendigkeit, den schleichenden oder auch akuten Bestandsveränderungen der einheimischen Fischfauna, die durch Eingriffe in deren Lebensräume ausgelöst werden, zu begegnen. Dabei trägt die Fischerei das Verdienst, die Bestände einiger Spezies wie Bachforelle, Hecht und auch des Aals, deren natürliche Fortpflanzung in großem Ausmaß gestört ist, durch Besatzmaßnahmen einer akuten Bedrohung entzogen zu haben (Jens u.a., 1979).

Allerdings birgt gerade die Handhabung des Fischbesatzes große Gefahr in sich. Denn die Förderung einiger Arten aufgrund von Frohwüchsigkeit, Wohlgeschmack oder sportlichem Wert stört bereits das ökologische Gleichgewicht zu Ungunsten besonders der fischereilich uninteressanten Kleinfischarten, Koppe, Elritze, die als potentielle Laichräuber in heute allerdings seltenen Fällen zusätzlich einer Verfolgung ausgesetzt sind (Huber, 1981) sowie Bachschmerle, Moderlieschen, Stichling oder Bitterling. Denn durch Erfolgszwang der Organisationen werden häufig zu große Populationsdichten erzeugt, der Besatz wird also häufig nicht der individuellen Nahrungssituation eines Gewässers angepaßt (Jungwirth u.a., 1980; Pleyer, 1982). Zudem kann durch Einsatz fangfähiger Fische keine natürliche Auslese und Eingliederung in den Lebensraum stattfinden (Pleyer, 1981a). Dadurch entsteht bei Besatz mit Friedfischen, hier vor allem Karpfen, ein erhöhter Fraßdruck für alle Nahrungskonkurrenten (Tesch, 1963) und gleichzeitig eine Reduzierung der Wasserflora, z.B. Laichkräuter und Wasserhahnenfuß, die Grundlage für die Fortpflanzung von Krautlaichern bilden, infolge Verhärtung des Grundes und Trübung des Wassers durch die Wühltätigkeit des Karpfens (Pleyer, 1981a). Hierbei ist zu berücksichtigen, daß gerade der äußerst beliebte Karpfen die prozentual geringste Wiederfangquote unter den befischten Arten aufweist (Pleyer, 1981a). Zugleich wirkt sich die hohe Bestandsdichte auch auf das Wachstum der geförderten Arten selbst negativ aus (Schäperclaus, 1961). Eine für den betroffenen Gewässerabschnitt zu hoch eingeschätzte Besatzmenge von Raubfischen wie Bachforelle, Hecht oder Aal dagegen beschneidet die Lebensmöglichkeiten der begleitenden juvenilen und auch adulten Fauna und der eigenen natürlich nachkommenden Brut durch direkte Reduktion (Klupp, 1981). Zusätzlich unterliegt der im Donaubegebiet eingesetzte Aal als nächtlicher Raubfisch keiner Nahrungskonkurrenz durch andere Spezies, was ihn, gepaart mit einer großen Resistenz gegenüber Abwasserbelastungen und geringer Spezialisierung auf bestimmte Flußabschnitte, zu einem der beliebtesten Besatzfischarten werden ließ, der vor allem in Salmonidenregionen und Krebsgewässern große Schäden verursachen kann (Piwernetz, 1981). Ein eindrucksvolles Beispiel der Faunenveränderung durch Raubfischeinsatz schildert Barthelmes (1985) für die Müritz, den größten See der DDR. So wurden die Ende der 40er Jahre unseres Jahrhunderts zahlreichen Plötzen- und Barschbestände bis Ende der 70er Jahre nahezu völlig zugunsten des durch seine Hochrückigkeit als Futterfisch ungeeigneten Bleis zurückgedrängt,

wodurch auch die Lebensbedingungen des Zanders wie auch des Aals sich inzwischen rückkoppelnd deutlich verschlechterten und durch vermehrten Kanibalismus bedeutende Rückgänge zu verzeichnen waren.

Eine weitere Problematik liegt in der Herkunft der eingesetzten Tiere, denn aufgrund finanzieller Erwägungen, aber auch fehlenden Angebots werden diese aus unterschiedlichen, z.T. qualitativ minderwertigen Quellen oder aus Gebieten mit andersgearteter Seuchenlage bezogen, was nicht nur für die Individuen der gleichen Spezies, sondern auch anderer empfänglicher Arten des Lebensraumes eine außerordentliche Gefährdung bedeutet, da keine natürliche Resistenz oder Immunität besteht (Amlacher, 1972). Zusätzlich findet eine Verzerrung des lokalen genetischen Musters statt, das den örtlichen Gegebenheiten bestens angepaßt ist (Bless, 1979b). Die zunehmende Artenverarmung versuchte man bereits Ende des 19. Jahrhunderts durch Ansiedlung nicht heimischer Spezies zu kompensieren. So werden in dieser Zeit durch die ansässigen Vereine aus Nordamerika die Regenbogenforelle und der Bachsaibling eingeführt (Zenk, 1889a), die, zusätzlich zu besseren Wuchsleistungen, die monotonisierten ökologischen Räume durch Verdrängung der Bachforelle besetzen konnten, da sie in geringerem Maße auf ökologische Vielfältigkeit angewiesen sind, die Regenbogenforelle einen geringeren Sauerstoffbedarf besitzt und höhere Temperaturen toleriert, der Bachsaibling dagegen resistenter gegen Versauerung und sehr geringe Temperaturen ist (Karbe, 1982). Allerdings konnten diese beiden Arten und andere z.T. aus Skandinavien eingeführte Salmoniden trotz großer Erfolge in der Teichwirtschaft nicht die Anpassung der autochthonen Fauna erreichen, so daß natürliche Fortpflanzungserfolge nur in beschränktem Umfang vorhanden sind, zudem führte die Zucht aus Wanderformen der Regenbogenforelle zu einer starken Abwanderung aus Besatzgewässern (Muus, Dahlström, 1981). Der Besatz des nicht heimischen Welses im Main in den 70er Jahren bietet ein eindrucksvolles Beispiel für die ungewollte Reduzierung heimischer Arten, insbesondere der Schleie, bei gleichzeitig zu geringer Befischung (Wondrak, 1981). Ebenso bedeutete der Ende des letzten Jahrhunderts häufig gehandhabte Besatz von Fließgewässern mit Sonnenbarscharten wie Forellenbarsch oder Schwarzbarsch bei gleichzeitigem Fehlen natürlicher Feinde eine Gefahr für einheimische Arten durch Vernichtung von Fischlaich und Jungfischen (Brandes, 1982).

Vor allem sind außer der Gefahr der Verdrängung autochthoner Arten durch Fraß- und Populationsdruck wiederum seuchen- und parasitärhygienische Bedenken anzuführen (Hoffmann, 1984). So vermutet man eine Einschleppung der Furunkulose

der Salmoniden durch Ansiedlung der nordamerikanischen Regenbogenforelle (Dangschat, 1981). Ebenso ist nach Pleyer (1982) das Auftreten einer bisher nicht beobachteten Nematodenspezies (*Raphidiascaris spec.*) in der Aisch auf den übermäßigen Besatz mit Karpfen zurückzuführen, die aus unterschiedlichen Quellen bezogen waren. Auch der Einsatz von auf bestimmte Nutzungsbereiche spezialisierten Arten wie des Grasfisches birgt, mit Ausnahme streng abgeschlossener Systeme, die Gefahr unvorhersehbarer Entgleisungen, da deren ökologische Bedürfnisse meist nicht ausreichend erforscht sind (Pleyer, 1981b). So stellt man in Thüringen fest, daß der Grasfisch, der Bestände harter Wasserflora reduzieren sollte, sich bevorzugt von für Krautlaicher bedeutsamen submersen Phanerogamen ernährte (Rudek, 1978). Jugoslawische Berichte bestätigen, daß der Jungfischbestand von Krautlaichern einige Jahre nach Einsatz von Grasfischen beträchtlich abnahm (Hoffmann, 1982). Nahezu "chaotische" Verhältnisse schuf der Besatz der Voralpenseen mit nicht autochthonen Renkenarten, durch den eine genetische Identifizierung von einzelnen Spezies nahezu unmöglich wurde (Kölbing, 1974).

III. Material und Methodik

1. Durchführung der Erfassung

Grundlage der Erfassung bildete eine Fragebogenaktion des Landesfischereiverbandes Bayern auf Anregung seines Ausschusses für Fischerei und Gewässerschutz. In Zusammenarbeit des Bayerischen Landesamts für Umweltschutz mit dem Institut für Zoologie und Hydrobiologie München wurde unter Berücksichtigung der Roten Liste bedrohter Tiere in Bayern 1983 ein computergerechter Erfassungsbogen (Abb. 1 und 2) erarbeitet und über den Landesfischereiverband an die Bezirksverbände weitergeleitet. Diese sendeten die Bögen an die Fischereivereine weiter. Die Gestaltung des Erfassungsbogens wurde bewußt einfach gehalten, um einerseits die Motivation der Beantwortung zu erhöhen und andererseits die Übersichtlichkeit in Anbetracht der Größe des bearbeiteten Gebietes nicht zu gefährden. Gleichzeitig wurden, um die verschiedenen Möglichkeiten der Bestandserfassung auszuschöpfen und zugleich eine bessere Flächendeckung zu erhalten, mit Hilfe der für die Regierungsbezirke zuständigen Fachberater für Fischerei die Ergebnisse der in den letzten Jahren erfolgten Elektroabfischungen mit Übertrag auf die vorgegebenen Computerbögen verarbeitet. Die Elektroabfischungen des Bezirks Mittelfranken bilden die Grundlage einer noch unveröffentlichten Untersuchung über das Fischartenspektrum Mittelfrankens (Piwernetz), die Unterlagen wurden aus dieser entnommen.

Als weitere Quellen wurden persönliche Aussagen von Mitarbeitern der Universität Bayreuth, der Zoologischen Staatssammlung, der Landesanstalt für Wasserforschung, Wielenbach, der Landesanstalt für Fischerei in Starnberg und Höchstadt/Aisch und einiger Teichgenossenschaften bzw. Fischzüchter Mittel- und Unterfrankens berücksichtigt und in die Datenbank integriert. Zusätzlich fanden Arbeiten des Instituts für Zoologie und Hydrobiologie (unveröffentlicht) und des Bayerischen Landesamts für Umweltschutz, die in anderen Fragestellungen diese Thematik berührten, sowie Nachweise aus Fischereifachzeitschriften Verwendung. Um Gesundheitszustand, Altersstruktur, Ernährungszustand und genetische Einheitlichkeit eines Fischbestandes exemplarisch zu erfassen, wurden punktuell in Oberfranken durch Mitarbeiter des LfU mit Unterstützung des zuständigen Fachberaters für Fischerei Elektroabfischungen durchgeführt.

Nicht vom
Kartierer auszufüllen!

Lebensraumkartierung

1. Name des Gewässers (in der Natur) 2. Nummer des Kartennetzes 1:25000 ITK 25 3. Vorläufige Objekt-Nr. Objekt-Nr. 4. Landkreis 5. Erfassungszeitraum (von am bis) 6. Kurzbeschreibung des Gewässers 7. Gewässertyp ☐ Stillgewässer ☐ See (natürlich) ☐ Stausee ☐ Speichersee ☐ Baggersee ☐ Weiher ☐ Teich (ablaßbar) ☐ Sonstiges: _____ ☐ Fließgewässer ☐ Fluß ☐ Bach ☐ Quellbach ☐ Quelle ☐ Graben ☐ Kanal ☐ Gewässerstau (klein)	Art 1 Kartennummer 2 Objekt-Nr. Version 10 14 17 0,1 Stelle Landkreis 19 21 24 Erfassungszeit: von/am 27 bis 30 Erfassungsgenauigkeit 39 GK-Koordinaten RW 45 MW 50 0,5 Lebensraumtyp 19 Fläche Breite 23 29 17 2,3 Hinweise für die Datenerfassung Spalte 19 - 20: Lfd.Nr. der LK beginnend mit 01. Ab Spalte 21 bitte fortlaufend ablochen!
(8) Fläche (in m²)	(9) Durchschnittl. Breite (in m)

Bitte ankreuzen!						Häufigk.		Besatz		Letzter Nachwe s			Bemerkungen.	
↓	Art					sehr häufig	häufig	ja	nein	unbek.	Tag	Monat		Jahr
	0	F	1	6	2	Asche (Thymallus thymallus)								
	0	F	4	9	2	Aland (Leuciscus idus)								
	0	F	1	1	3	Bachneunauge (Lampetra planeri)								
	0	F	3	6	2	Bachschmerle (Noemacheilus barbatulus)								
	0	F	4	1	2	Barbe (Barbus barbus)								
	0	F	4	5	2	Bitterling (Rhodeus sericeus amarus)								
	0	F	1	8	2	Dreistachliger Stichling (Gasterosteus aculeatus)								
	0	F	4	4	2	Eisrize (Phoxinus phoxinus)								
	0	F	1	1	2	Flußneunauge (Lampetra fluviatilis)								
	0	F	5	3	4	Frauennerfling (Rutilus pigus virgo)								
	0	F	3	9	3	Gieße. (Carassius auratus gibelio)								
	0	F	1	9	2	Groöpe (Colius gobia)								

- 68 -

[illegible]

Von den 770 in Bayern eingetragenen Fischereivereinen sendeten 328 Vereine 772 ausgefüllte Erfassungsbögen zurück, davon entfallen 626 auf das Alpen- und Donaugebiet und 146 auf das Maingebiet.

Von den eingegangenen Erfassungsbögen waren 2 Fehlanzeigen oder ungenügend ausgefüllt und damit nicht zu gebrauchen.

Für Rückfragen wurden nochmals 32 Vereine und Privatpersonen angeschrieben, von denen 19 Antworten erhalten wurden.

Aus Elektroabfischungen der Bezirke wurden 277 Erfassungsbögen erbracht.

Aus mündlichen Informationen bzw. Einsicht in die Unterlagen und Literaturnachweisen wurden 52 Computerbögen verfaßt.

2. Ausarbeitung und Eingabe der Bögen

Jeder Erfassungsbogen wurde mit der Nummer der Topographischen Karte 1 : 25 000 und einer fortlaufenden, der TK zugeordneten Objektnummer, der Kennung, versehen und ist dadurch jederzeit abrufbar.

Fließgewässer oder Gewässerabschnitte, die sich über mehrere TK 25 000 erstrecken, wurden mit einer entsprechenden neuen Kennung versehen und eingegeben (z.B. Main, Regnitz).

Ebenso wurde bei Überschreitung politischer Grenzen (z.B. Landkreise) der vorliegende Fischbestand erneut mit eigener Kennung gespeichert, um bei Abruf der Daten nach bestimmten Fragestellungen, z.B. nach Vorkommen in verschiedenen Landkreisen, eine Repräsentanz der Daten zu gewährleisten. Die für die graphische Kartierung notwendige Festlegung der Fischvorkommen erfolgt aufgrund der "Kurzbezeichnung des Gewässers", durch die Bestimmung der Gauß-Krüger-Koordinaten, d.h. Rechtswert- und Hochwertermittlung im 12°-Streifensystem.

Angesichts der Größe des zu bearbeitenden Gebietes wurde die Errechnung der Gauß-Krüger-Koordinaten mit Hilfe folgender TK 1 : 200 000 vorgenommen (herausgegeben vom Bayerischen Landesvermessungsamt, bearbeitet vom Institut für angewandte Geodäsie, Frankfurt a.M.):

München 1979, CC 6318	Frankfurt a.M. - Ost Ausgabe 1979
München 1980, CC 6326	Bamberg Ausgabe 1980
München 1980, CC 6334	Bayreuth Ausgabe 1980
München 1983, CC 7126	Nürnberg Ausgabe 1983
München 1963, CC 7134	Regensburg Ausgabe 1981

Die Erkennbarkeitsschwelle für Gewässer auf der TK 1 : 200 000 liegt bei etwa 3 ha Größe (Grimminger 1982), kleinere Gewässer wurden mit Hilfe von TK 1 : 50 000 bis TK 1 : 25 000 bzw. nach Rückfragen ermittelt.

Zum Auffinden der Gewässer und Gewässerabschnitte wurde das Verzeichnis der Bach- und Flußgebiete in Bayern (Teil 1 Text, Teil 2 Karten) (Ruhs, P. u.a., 1978) und das Verzeichnis der Seen in Bayern (Grimminger, 1982) herangezogen.

Bei Vorliegen von künstlich angelegten Gewässern, die auf dem Maßstabsblatt noch nicht eingezeichnet waren bzw. bei fehlender Benennung (z.B. teichwirtschaftliche Gewässer) wurde innerhalb des bezeichneten Gebietes willkürlich eine Ortsfestlegung getroffen.

Die vorliegenden Unterlagen wurden weiterhin einer Plausibilitätskontrolle unterzogen und, wenn nötig, korrigiert.

Die Eingabe der Daten erfolgte nicht art-, sondern fundortbezogen im Landesamt für Umweltschutz in eine ADABAS Datenbank über Bildschirmmasken im Dialogbetrieb an einem Siemens-Großrechner 7.551, der den Abruf des gesamten jeweiligen Datenstandes bzw. einer Datensortierung gestattet.

Dabei wurde der Datensatz jedes einzelnen Fundortes nach Angabe der Kennung (TK und Objekt Nummer) mit Bearbeitung des gesamten Programmablaufs eingespeichert. Codiert wurden Erfassungsart (z.B. flächenbezogen), Artengruppe, Art der Erfassung (z.B. Freiland Erfassung), Institution der Nachweisquelle (Stelle), Erfassungszeitraum, benutzte Karte, topographische Festlegung (nach Gauß-Krüger-Koordinaten), Erfassungsgenauigkeit, Landkreis, Lebensraumtypus (z.B. Fluß oder Bach) mit Angabe von Fläche und durchschnittlicher Breite, bei der Eingabe der Artnachweise wurden in Codeform Ordnung und Art, Entwicklungsstadium, Nachweisart (Sicht, Kescherfang usw.) und letzter Nachweis eingegeben.

In Bemerkungsfeldern wurde vermerkt: Herkunft des Datenmaterials (Bearbeiter), Bezeichnung des Objekts mit näherer Ortsbeschreibung, Bemerkungen des Bearbeiters, bei jedem Artnachweis nochmals Bearbeiter sowie Häufigkeit und Besatzsituation der Art.

Eine Kontrolle bei der Eingabe des Datenmaterials besteht durch Bindung der Koordinatenwerte an die Codes der Landkreise und die Nummern der topographischen Karten.

3. Auswertung der Daten

Die Auswertung der Datenbestände erfolgte als graphische Darstellung der artbezogenen Nachweise mit Hilfe des intergraphischen Systems (SICAD) der Fa. Siemens.

Hierbei wurde das Verfahren der Punktkartierung gewählt, d.h. für jeden Einzelnachweis wird ein Punkt gezeichnet. Um zu vermeiden, daß Flächen, die durch die Erfassung nicht abgedeckt wurden, als Räume mit fehlenden Vorkommen, also als "Negativflächen", erscheinen, wird den artbezogenen Graphiken eine Karte gegenübergestellt, in der sämtliche in der Erfassung erhobenen Fundorte durch ein eigenes Symbol, nämlich nicht ausgefüllte Kreise gekennzeichnet sind (Karte 2). Dadurch ist eine Relation zwischen Nachweishäufigkeit der besprochenen Art und allgemeiner Fundortfrequenz herzustellen.

Besonders berücksichtigt wurden bei der Beurteilung der graphischen Auswertung, also der Ergebnisse, die in den Erfassungsbögen eingeräumten Bemerkungsfelder sämtlicher Unterlagen, wie Besatz, Häufigkeit und persönliche Mitteilungen.

IV. Ergebnisse und Besprechung der Ergebnisse

Im Folgenden wird, um Übersichtlichkeit zu gewährleisten, der zusammenfassenden Darstellung früherer Vorkommen, der durch die Kartierung ermittelten heutigen Verbreitung mit graphischer Auswertung und gleichzeitig der Besprechung dieser Ergebnisse mit Erläuterung möglicher Veränderungsursachen Vorzug gegeben, wobei jede Spezies eine unabhängige Beschreibung unter Berücksichtigung artspezifischer Gefährdungsfaktoren erfährt. Auf der Karte 1 findet sich als Orientierungshilfe eine beschriftete Darstellung der bedeutendsten erfaßten Gewässer. Die Karte 2 enthält sämtliche innerhalb der Kartierung erhobenen Fundorte, um die Verhältnismäßigkeit der artspezifischen Fundortfrequenzen darzustellen.

Um falsche Interpretationen der Kartierungsergebnisse zu vermeiden, wäre die Beschreibung möglicher Fehlerquellen bei der Datenerfassung vorzuschicken, denn jedes der verwendeten Nachweisverfahren beinhaltet Fehlerquellen, die bei der Korrektur und Auswertung zu berücksichtigen sind. So ist bei der Beurteilung der durch die Befragung der Fischereivereine gewonnenen Daten zu beachten, daß die Methoden der Fischerei meist dem Fang "fischereilich interessanter" Arten wie Salmoniden, Hecht oder Aal angepaßt sind und deshalb manche Kleinfischarten häufig unbeachtet bleiben. Weiter entstehen Schwierigkeiten bei der regional unterschiedlichen Benennung einiger Arten, wie es das Beispiel des "Steingreßlings" verdeutlicht. Obwohl sein Vorkommen in den bearbeiteten Gewässersystemen auszuschließen ist (Maus u. Dahlström, 1981) wurde er des öfteren anstelle des Gründlings, der "Gresse", in den Bestandslisten aufgeführt. Besonders bei den Cypriniden tritt das Problem der Benennung verschiedenster Bastardierungsformen hinzu. Auch wurden die wenigen "Nachweise" der Mairénke (*Chalcalburnus chalcoides* men.) durch einen Fischereiverein als irrtümliche Benennung vermutet und deshalb nicht aufgeführt.

Auch die Aussagekraft der Elektrofischerei ist dadurch begrenzt, da zum einen die Reichweite des Gerätes der vorliegenden Wassertiefe nicht immer Genüge leistet bzw. auch unter optimalen Bedingungen durch einmalige Abfischung nur ein Teil des Bestandes erfaßt wird (Barthelmeß, 1981), zum anderen findet eine zeitlich und räumlich sehr begrenzte Beleuchtung der sich ständig verändernden Bestandstruktur statt, zumal der Einsatz von mehreren Mitarbeitern und der Gerätschaft für die aquatische Lebensgemeinschaft einen ungewöhnlichen



Gewässerlegende

1.1.	Donau	4.15.	Sächs. Saale
1.2.	Paar	4.16.	Selbitz
1.3.	Ilm	4.17.	Eger
1.4.	Altmühl	4.18.	Röslau
1.5.	Glonn		
1.6.	Ammer	5.1.	Fränk. Rezat
1.7.	Amper	5.2.	Schwäb. Rezat
1.8.	Würm	5.3.	Rednitz
1.9.	Isar	5.4.	Schwarzach
1.10.	Loisach	5.5.	Bibert
1.11.	Isarkanal	5.6.	Pegnitz
1.12.	Isen	5.7.	Zenn
1.13.	Inn	5.8.	Aurach
1.14.	Mangfall	5.9.	Schwabach
1.15.	Alz	5.10.	Aisch
1.16.	Tiroler Ache		
1.17.	Iraun	6.1.	Main
1.18.	Saalach	6.2.	Nassach
1.19.	Königsseer Ache	6.3.	Wern
		6.4.	Fränk. Saale
2.1.	Donau	6.5.	Streu
2.2.	Abens	6.6.	Brend
2.3.	Kleine Laaber	6.7.	Thulba
2.4.	Isar	6.8.	Sinn
2.5.	Vils	6.9.	Lohr
2.6.	Rott	6.10.	Hafenlohr
2.7.	Ilz	6.11.	Mud
2.8.	Erlau	6.12.	Elsava
2.9.	Schwarzer Regen	6.13.	Mömling
		6.14.	Gersprenz
		6.15.	Kahl
3.1.	Donau		
3.2.	Schwarzach	7.1.	Iller
3.3.	Schwarze Laaber	7.2.	Roth
3.4.	Vils	7.3.	Günz
3.5.	Naab	7.4.	Kammel
3.6.	Schwarzach	7.5.	Mindel
3.7.	Haidenaab	7.6.	Wörnitz
3.8.	Waldnaab	7.7.	Zusam
3.9.	Fichtelnaab	7.8.	Schmutter
3.10.	Regen	7.9.	Wertach
3.11.	Weißer Regen	7.10.	Lech
3.12.	Große Laaber	7.11.	Friedberger Ach
3.13.	Wondreb		
		a.	Forggensee
4.1.	Weißer Main	b.	Ammersee
4.2.	Roter Main	c.	Staffelsee
4.3.	Main	d.	Starnberger See
4.4.	Weismain	e.	Osterseen
4.5.	Rodach	f.	Walchensee
4.6.	Wilde Rodach	g.	Kochelsee
4.7.	Haßlach	h.	Sylvensteinsee
4.8.	Itz	i.	Tegernsee
4.9.	Rodach	k.	Schliersee
4.10.	Baunach	l.	Simsee
4.11.	Regnitz	m.	Chiemsee
4.12.	Rauhe Ebrach	n.	Waginger-Tachinger See
4.13.	Reiche Ebrach	o.	Königssee
4.14.	Wiesent	p.	Speichersee

Fischer / Stepi

ARTENSCHUTZKARTIERUNG BAYERN

TAM: 25.06.85

FISCHERFASSUNG

ERFASSUNGSJAHR

Fundort erloschen (Negativ-Nachweis)

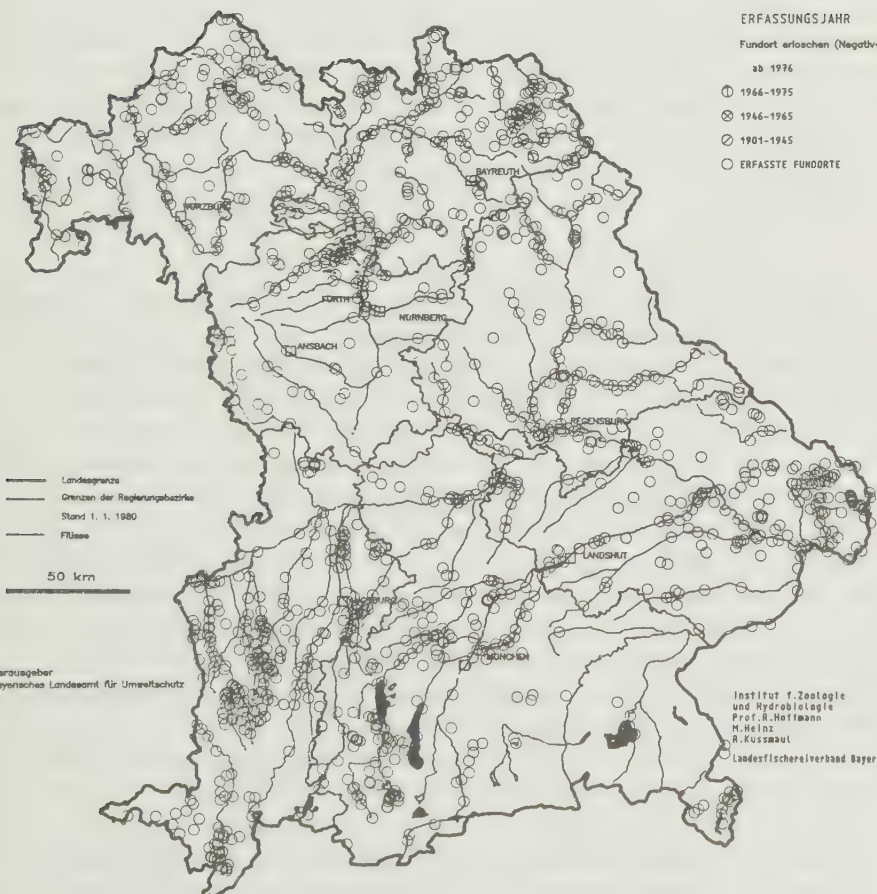
ab 1976

⊕ 1966-1975

⊗ 1946-1965

⊙ 1901-1945

○ ERFASTE FUNDORTE



Umweltreiz bedeutet, der mit Rückzug beantwortet wird. Des weiteren stellt die E-Fischerei eine selektive Fangmethode dar, bei der ältere und größere Individuen aufgrund höherer Spannungsdifferenz bevorzugt gefangen werden, aber auch eine artspezifische Ansprechbarkeit, die bei kleinschuppigen Salmoniden im Vergleich zu großschuppigen Cypriniden erhöht ist, und eine geringere Repräsentanz von im Untergrund lebenden Arten besteht (Libosvarsky und Lelek, 1965).

Zudem beinhalten die verwendeten Unterlagen häufig nur der Fragestellung angepaßte Aussagen, z.B. über Nutzfische. Zur Verarbeitung von aus der Literatur entnommenen Daten ist zu sagen, daß die innerhalb der Intention der Arbeit erbrachten Nachweise häufig nur ungenaue Angaben enthalten.

1. Bachneunauge

1.1 Frühere Vorkommen

Das Bachneunauge lebte als Angehöriger der glazialen Mischfauna bereits während der Glazialperioden im Maingebiet (Thienemann, 1950).

Wagner (1846) gibt für die Verbreitung der Art das Nürnberger und Erlanger Gebiet an, Leiblein (1853) beschreibt es in Bächen und Flüssen, die sich in Rhein und Main ergießen, Hahn (1834) nennt den Querder im Main, Regnitz sowie in anderen Nebenflüssen. Auch Rosenhauer (1858) führt wie Wagner, Leiblein und Reider u. Hahn den Querder noch als eigene Art, in Pegnitz und Wiesent auftretend, wohingegen als häufig in Regnitz und Main-Donau-Kanal, in Pegnitz und Seebach bezeichnet, wobei man die adulte Form als die weniger häufige Spezies betrachtete. Bereits Siebold (1863) ordnet den Querder und das Bachneunauge einer Spezies zu, die er als äußerst verbreitet bis in die kleinsten Nebenbäche darstellt. Nach Zenk (1889a) fand man die Art äußerst selten im Main selbst, jedoch sehr häufig in allen Bächen des Maingebietes, insbesondere erwähnt er es in der fränkischen Saale und Sinn (1889b).

Herrmann (1911) bestätigt Vorkommen in der Wiesent. Brückner (1926) gibt seine Verbreitung überall im Coburger Land an und belegt Massenvorkommen in Kronach im 15. Jahrhundert. Stadler (1961) schreibt: "... in allen unseren Bächen von der Quelle bis zur Mündung, in den Bächen des Spessarts, der Rhön, des Steigerwaldes, des Frankenwaldes, in der Saale und Sinn." Terofal (1977) nennt es im Main Einzugsgebiet nur noch in wenigen sauberen Pegnitz- und Regnitzzuflüssen, z.B. in der Wiesent. Nach Pleyer (1981a) war es ursprünglich in der unteren Aisch, in manchen Jahren häufig, zu finden.

1.2 Im Rahmen der Kartierung ermittelte heutige Verbreitung in Nordbayern

a) Main-Regnitzgebiet

Im Weißen Main ist das Bachneunauge im Oberlauf bei Bad Berneck mit Lübnitz, aber auch oberhalb Kulmbachs vereinzelt, in der Ülschnitz (Gefrees) und in der Koser häufig zu finden, nicht dagegen unterhalb Ködnitz. Im Roten Main bestehen vereinzelte Vorkommen unterhalb Bayreuths bis Kulmbach, wobei bei einer Herbstabfischung im Stadtgebiet Bayreuth nur adulte Tiere beobachtet wurden, im Main bei Kulmbach tritt es vereinzelt auf. In der Itz oberhalb Coburg und im Oberlauf der Lauter wird es häufig festgestellt. Fundorte sind weiterhin die durch Hausabwässer verunreinigte Rodach bei Kronach, in der es häufig auftritt, die Grümpel bei Effelter, Krennitz, Kronach bei Friesen, wilde Rodach, der Vorstau der Mauthaustalsperre, Rehbach im Landkreis Kulmbach und Steinach mit Nebengewässern, in denen es sich vereinzelt zeigt.

Im Regnitzgebiet findet man das Bachneunauge häufig in der schwäbischen Rezat, vereinzelt in der Zenn, in der Wiesent, wo in den letzten Jahren eine Abnahme zu bemerken ist, häufig in der unteren Püttlach, in der Fichtenöhe, im Röttenbach und im Sittenbach. Schwache Bestände bestehen in der oberen Pegnitz, im Oberlauf der Rauhen Ebrach mit Mühlenbach, in der mittleren Ebrach und Schräppach sowie in der oberen Aisch und im Ehebach, 1979 zuletzt nachgewiesen. Sehr selten wird es in der Bibert bemerkt (1981 letzter Nachweis). Nach Angaben des bewirtschaftenden Vereins war es früher in der Aurach (Erlangen) heimisch.

Vereinzelte Vorkommen sind in der Wern festgestellt. Die fränkische Saale beherbergt das Bachneunauge vereinzelt im Quellbereich, in der Milz ist es sehr selten, in der Lauer bei Burglauer vereinzelt, in der Wannig bei Poppenlauer häufig, ebenso in der Thulba bei Geroda und in der Brend. Die Sulz und Schondra weisen schwache Bestände auf, auch in der unteren Sinn werden vereinzelt Bachneunaugen beobachtet. Weiterhin findet man es selten in der Lohr und Hafenlohr, hier in den letzten Jahren sehr stark abnehmend.

b) Sächsische Saale und Eger

Vereinzelte Fundorte sind im Oberlauf der sächs. Saale bis Seulbitz, häufige im Zinnbach, Mähringsbach bei Rehau, Perlenbach und Bocksbach sowie im Höllbach bei Rehau, im Haidbach und Lehstenbach im Landkreis Hof bekannt. In der Pulschnitz

bei Münchberg konnte das Bachneunauge seit einem Fischsterben 1982 nicht mehr nachgewiesen werden, ebenso in der Selbitz, die früher ein reiches Aufkommen ermöglichte, in die jedoch bis 1981 Abwässer aus einer Färberei bei Volkmannsrün eingeleitet wurden.

Im Zulaufgraben des Grimmsteichs in Selb wurden bis zur Begradigung Ende der 60er Jahre Bachneunaugen festgestellt.

1.3 Mögliche Fehlerquellen der Bestandsbeurteilung

Lücken der Erfassung finden ihren Ursprung in der versteckten Lebensweise der Larvenform, eine Beobachtung der adulten Tiere ist vorwiegend zur Laichzeit, also im Frühjahr, möglich. Auch bei Elektroabfischungen konnten nach Aussage der Gewässerbewirtschaftler sicher belegte Bestände häufig nicht nachgewiesen werden. Allerdings ist zu berücksichtigen, daß in der Kartierung Unterlagen einer Untersuchung der Universität Bayreuth über Vorkommen des Bachneunauges in Oberfranken einbezogen wurden. Aus diesem Grunde ist für das genannte Gebiet eine nahezu vollständige Erfassung der Populationen vorauszusetzen (Bauer, pers. Mitt.).

1.4 Situation

In der graphischen Darstellung (Karte 3) ist eine Konzentration der Verbreitung in Oberfranken und im Einzugsgebiet der fränkischen Saale sichtbar. Deutlich unterrepräsentiert sind die Gewässer Mittelfrankens und der übrigen unterfränkischen Mainzuflüsse. Weiterhin fällt auf, daß die Bestände mit wenigen Ausnahmen nur geringe Dichten aufweisen. Da zusätzlich, trotz seltener Erwähnung der Art in früheren Dokumenten, eine Reihe von Gewässern, deren Bestände als erloschen oder stark gemindert nachgewiesen sind, angeführt werden kann, nämlich Main, Regnitz, RMD-Kanal, untere Aisch, Aurach (Erl.), Selbitz und ein Bach bei Selb sowie Sinn, fränkische Saale, Hafenlohr, Kronach und Rodach, findet die Einschätzung einer starken Gefährdung in den Roten Listen bedrohter Tiere Bayerns (Asen u.a., 1983) und der BRD (Blab, Nowak, 1977) in abgeschwächter Form Bestätigung.

1.5 Mögliche Ursachen der Gefährdung

Die nach Sterba (1952) und Hrnčirik (1967) als vorwiegende Gefährdungsursache angesehene Gewässerverunreinigung organischer und anorganischer Herkunft offenbart ihre Bedeutung im Verschwinden der Art in der unteren Aisch und Selbitz, in

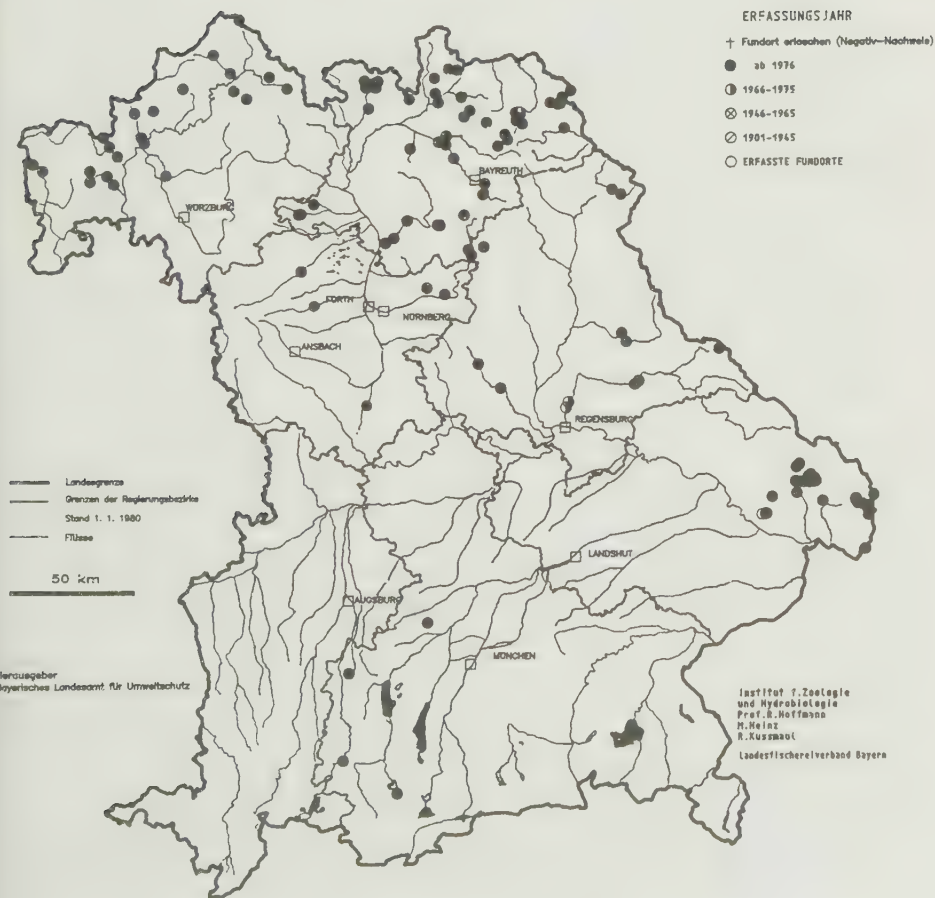
Pflücker / Elgert

ARTENSCHUTZKARTIERUNG BAYERN

BACHNEUNAUGE (LAMPETRA PLANERI)

FISCHERFASSUNG

STAND: 25.06.85



der geringen Populationsdichte in der Lohr, Milz, Wern, Lauer, in der oberen Aisch und Ehe- oder in der Steinach, da diese Gewässer nur geringgradigen gewässerbaulichen Maßnahmen unterlagen.

Auffallend ist weiterhin, daß die durch ihre große Sandführung und geringe Strömungsgeschwindigkeit natürlicherweise als Biotope prädestinierten Gewässer des mittelfränkischen Beckens nur sehr wenige Nachweise mit geringer Dichte aufweisen, was einen Zusammenhang mit der hier extrem auftretenden Verunreinigung vermuten läßt (Anon., 1985b). Gewässer mit starken Beständen hingegen tragen als Merkmale größtenteils eine hohe Wassergüte und ohne Ausnahme eine natürliche Strukturierung. Hierin wird eine weitere von Bless (1978) angeführte Beeinträchtigung des Artenaufkommens deutlich, nämlich die strukturelle Veränderung der Gewässer, deren Eingriffe, insbesondere die Begradigung, durch Erhöhung der Strömungsgeschwindigkeit zu einer Abschwemmung der als Biotop unersetzlichen Sand- und Schlammبänke und damit zu einem Entzug der Lebensgrundlagen führen (Kühl, 1982). Ebenso sind gewässerunterhaltende Maßnahmen zu nennen. So konnte in den Zulaufgräben des Grimmsteichs bei Selb ein Erlöschen der Populationen unmittelbar nach Begradigung beobachtet werden (Gewässerbewirtschafter, 1984, pers. Mitt.). Ebenso können als Ursachen für den Verlust der Vorkommen im Main, in der Regnitz und in der mittleren Aurach, die gleichzeitig allerdings einer erheblichen Verunreinigung unterliegen, gewässerbauliche Maßnahmen angenommen werden.

Das geringe Aufkommen bzw. die belegten Rückgänge in der sächsischen Saale, in der Rodach, Kronach, in der Wilden Rodach, in der Beunruhigung durch Floßverkehr als zusätzliche Beeinträchtigung zu berücksichtigen ist, in der Pegnitz, in der unteren Wiesent, Sinn oder fränkischen Saale, die ausnahmslos durch gute Wasserqualität sowie geringe Gewässerverbauung gekennzeichnet sind, lassen die außerordentlich hohen Ansprüche der Art an die Integrität ihrer Biotope erkennen.

Gleichzeitig sollte auch der von Gaumert (1981) als für eine Bestandsverarmung verantwortlich bezeichnete hohe Raubfischdruck durch Überbesatz mit Forellen Beachtung finden, denn obgleich in mit großen Forellenpopulationen besetzten Bächen wie Zinnbach, Mähringsbach, Perlenbach oder Steinseib unter anderem ein gutes Aufkommen besteht, erfährt das Bachneunauge in einigen natürlich verlaufenden Bächen mit guter Wasserqualität, jedoch starkem Forellenbesatz wie Grümpel, Kremnitz oder große Koser nur geringe Entwicklungsmöglichkeiten.

Ein weiterer negativer Faktor ist in der Isolierung einzelner, von kommunizierenden Gewässern durch Stauhaltungen, Erhöhung der Fließgeschwindigkeit infolge Begradigung oder geringer Wasserqualität abgeschnittener Bestände zu sehen, worin die schlechte Bestandssituation der Mauthaustalvorsperre eine Erklärung finden könnte. Denn nach Minderung der Bestände durch Drift oder eventuelle Fischsterben ist keine Wiederbesiedlung gewährleistet.

1.6 Schutzmöglichkeiten

Als Maßnahmen zum Schutz und zur Stärkung der bestehenden Populationen sind außer Verbesserung bzw. Erhaltung der Wasserqualität vor allem die Verhinderung jeglicher struktureller Veränderungen der Biotope, aber auch die Vermeidung eines zu starken Forellenbesatzes zu nennen.

2. Flußneunauge

2.1 Frühere Vorkommen

Das Flußneunauge stieg als eurytherme Arte der glazialen Mischfauna bereits während der Eiszeiten in die Flüsse des Main- und Elbegebietes auf (Thienemann, 1950).

Leiblein (1853) benennt das Flußneunauge im Main und seinen Zuflüssen, Weber (1851) nur für den Main selbst. Nach Rosenhauer (1858) stieg es in Regnitz und Seebach auf. Jäger (1858) schrieb nur: "In Main und seinen Bächen." Nach Siebold (1863) war das Flußneunauge die bekannteste Form der Lampreten, Jäckel (1864) berichtet von früheren Massenfängen im Main im 16. Jahrhundert. Zenk (1889b) erwähnt den Aufstieg in Itz, Baunach, Nassach, Saale, untere Sinn und Lohr, allerdings beschreibt er (1889a) es bereits als nicht häufig, mit der Einschränkung, daß Verwechslungen mit dem Larvenstadium des Bachneunauges möglich seien. Der starke Rückgang der fänge fand also bereits zwischen den 60er und 80er Jahren des 19. Jahrhunderts statt. Brückner (1926) gibt es in der Röden, Lauter, Steinach, im Main des Coburger Landes und in der Rodach bei Seßlach an. Nach Unverfähr (1961) und Stadler (1961) konnten immer wieder Einzelfunde nachgewiesen werden. Unverfähr (1961) setzt das letzte bekannte Vorkommen allerdings in das Jahr 1941. Nach Lelek (1976) ist das Flußneunauge im Einzugsgebiet des Mains rezent, im Main selbst jedoch verschwunden. Terofal (1985, pers. Mitt.) berichtet von Einzelfunden in den letzten Jahren bei Aschaffenburg.

2.2 Die innerhalb der Kartierung ermittelte heutige Verbreitung

Vereinzelte Nachweise werden im Main bei Aschaffenburg, in der Wiesent und in der schwäbischen Rezat erbracht, in der Milz und im Main bei Lohr und unterhalb Aschaffenburg wurde die Art als verschwunden angegeben.

Mit Ausnahme der wenigen genannten Nachweise sowie einer pers. Beobachtung Terofals (1985, pers. Mitt.) im Main bei Aschaffenburg können also sämtliche durch die Literatur überlieferten Fundorte als erloschen betrachtet werden.

2.3 Mögliche Fehlerquellen der Bestandsbeurteilung

Durch Verwechslungen mit dem Bachneunaugen könnten Fehlbestimmungen auftreten.

2.4 Situation

Die außerordentlich geringe Zahl der Nachweise (Karte 4) sowie das Ausmaß der in den als erloschen belegten Vorkommen veranschaulichten Bestandsregressionen, bestätigen nachdrücklich die Beurteilung "unmittelbar vom Aussterben bedroht" der Roten Liste bedrohter Tiere der BRD (Blab, Nowak, 1977) und Bless (1978) und provozieren eine Erhöhung des Gefährdungsgrades in der Beurteilung durch die Rote Liste bedrohter Tiere in Bayern (Asen u.a., 1983).

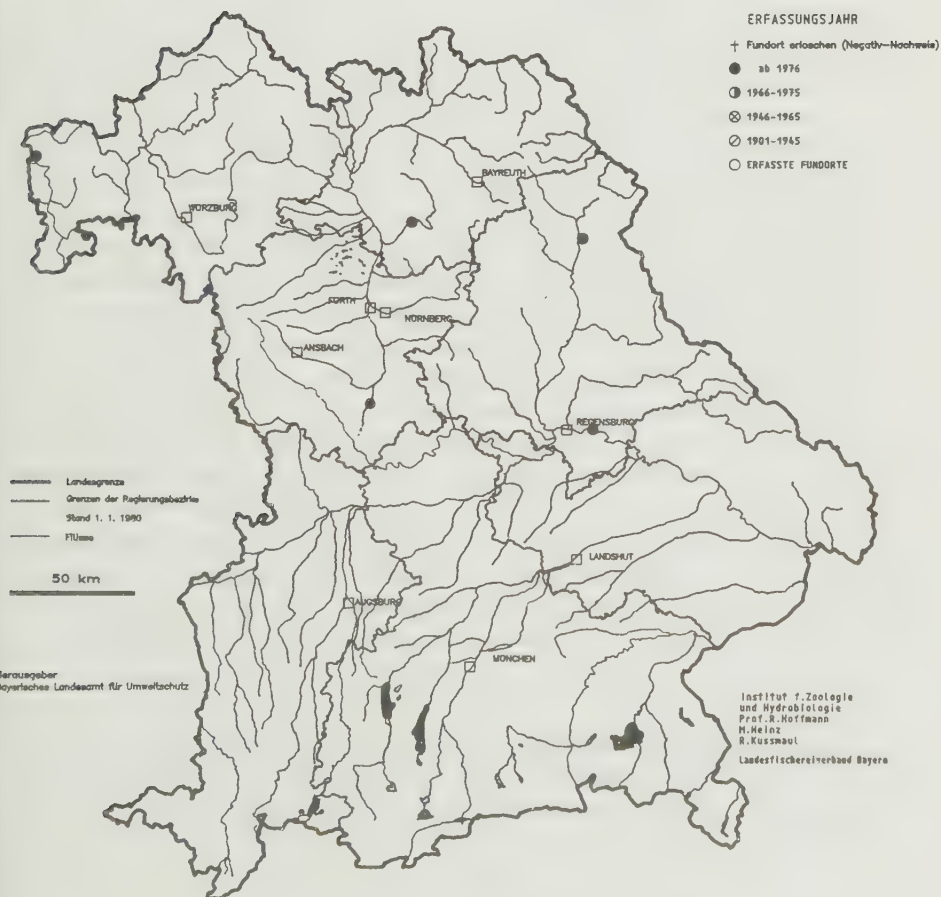
2.5 Mögliche Ursachen der Gefährdung

Aufgrund der geringen Zahl der Nachweise können keine ursächlichen Aussagen getroffen werden. Als auslösende Faktoren der extremen Bestandsverarmung können die von Sterba (1952), Bauch (1958), Klausewitz (1972a, b) und Bless (1978) genannten gewässerbaulichen Maßnahmen, hier vor allem Stauhaltungen, sowie die organische und chemische Verunreinigung der Gewässer angeführt werden. Der Aufstieg der vereinzelt nachgewiesenen Exemplare könnte durch Hochwasserführung ermöglicht worden sein.

Fluschnur / Stöckl

ARTENSCHUTZKARTIERUNG BAYERN FLUSSNEUNAUGE (LAMPETRA FLUVIATILIS) FISCHERFASSUNG

STAND: 25.06.85



3. Bachforelle

3.1 Frühere Vorkommen

Als typischer Winterlaicher der kaltsthenothermen glazialen Mischfauna entstammend, drang die Bachforelle während der Eiszeiten aus dem Alpengebiet nach Nordbayern vor (Thienemann, 1950).

Nach Bundschuh (1804) fand man die Forelle häufig in der Rednitz. Rosenhauer (1858) belegt sie für Mittelfranken in der oberen Pegnitz, der Wiesent, Truppach, Aufseß und Püttlach. Siebold (1863) und Jäckel (1864) beschreiben sie als sehr verbreitet in allen klaren, kalten Bächen. Nach Zenk (1889a) fand man sie selten im Main selbst, häufig jedoch in der Rauhen Ebrach, Aurach, in der oberen Volkach, Mudau, selten in der Mömling und Gerprenz, häufig in der Itz mit ihren Nebengewässern, in der fränkischen Saale an den Einmündungen der Rhönbäche, in der Brend, Aschach, Thulba, Schondra, Sinn, Lohr, im Rechtenbach, in der Hafenlohr mit Heinrichsbach, in der Haßloch, Elsave und Aschaff. Früher häufig, jedoch vermindert sei sie in der Kahl und Erf durch Abwässer (Zenk, 1889b). Der Oberfränkische Kreisfischereiverein (Anon., 1893) gibt sie für die Kösseine, Wondreb mit Nebengewässern und die Schwarzach an. Herrmann (1911) berichtet von Vorkommen in Oberfranken in der oberen Saale mit allen Nebengewässern des bayerischen Abschnittes, einschließlich der Selbitz sowie in der Eger, besonders aber in den Zuflüssen, im Weißen Main mit Nebengewässern häufiger als im Oberlauf des Roten Mains, sodann in den Nebenflüssen des vereinigten Main, Weismain, Rodach mit allen Zuflüssen und in den dem fränkischen Jura entspringenden Zuflüssen der Regnitz. Brückner (1926) benennt sie in allen Flüssen und Bächen des Coburger Landes mit klarem Wasser, der Bestand sei in letzter Zeit wieder gehoben worden. Stadler (1961) schreibt, sie sei ein regelmäßiger Mainfisch an den Bacheinmündungen im Winter, 1958 sei sie in der Lauer eingesetzt worden, die bisher keinen Bestand aufweisen konnte. Pleyer (1981a) zählt sie auch zur ursprünglichen Fauna der Aisch.

3.2 Die im Rahmen der Kartierung festgestellte heutige Verbreitung

Die Bachforellenbestände in Nordbayern werden vorwiegend durch Besatz erhalten bzw. gestützt. Das Auftreten einer natürlichen Fortpflanzung, auch das Fehlen eines Besatzes und die Unkenntnis über Besatzmaßnahmen werden im Text eigens vermerkt.

a) Main-Regnitzgebiet

Im Weißen Main und seinen Nebenbächen mit Ausnahme der Ülschnitz, die, unterhalb Solg stark durch Abwässer belastet, nur vereinzelte Funde ermöglicht, zeigt die Bachforelle ein gutes Aufkommen, in der schwarzen Schorgast ein geringes. Der Rote Main begünstigt bei wechselnd geringer bis großer Individuendichte unterhalb Bayreuths eine Selbstvermehrung, wobei im Bereich der Kläranlage Bayreuth ein sehr geringer Bestand zugunsten des Döbels vorliegt. Der Tauritzbach zeigt geringe, der Weiherbach mit dem zugehörigen abwasserbelasteten Stausee häufige Vorkommen, allerdings mit Verpilzungen des Fischbestandes. Auch im vereinigten Main tritt sie mit flußabwärts sinkender Dichte auf, bei Lichtenfels und Staffelstein ist sie noch häufig. Die Weismain stellt ein gutes Forellengewässer dar, eine natürliche Fortpflanzung ist nicht eindeutig verbürgt. In der Rodach, in der wilden Rodach, Kronach, Grümpel und Kremnitz kommt sie häufig vor, im Oberlauf der Rodach bei Nordhalben wird, ebenso wie bei der Regenbogenforelle, eine natürliche Vermehrung beobachtet. Allerdings ist unterhalb der Kläranlage Nordhalben seit einem Fischsterben (1981) auf einer Strecke von 6 km keinerlei Fischbestand zu erheben und es sind nach allmählicher Besserung der Wasserqualität noch erhebliche Algenwucherungen vorhanden. Die Grümpel weist einen starken Jungfischbestand, die Kronach bei Friesen überwiegend adulte Exemplare auf. Die Nordhalbener Ködel und die Vor- und Hauptsperre des Mauthaus-speichers zeigen bei fehlendem Besatz und starker Versauerung des Gewässers geringe Bestände, in der Hauptsperre ist infolge der Wasserstandsschwankungen bis über 15 m keine Fortpflanzung möglich. In der Größau ist mit Ausnahme begradigter Strecken ein geringer Bestand vorhanden. Vereinzelt erscheint die Bachforelle in der stark organisch verunreinigten und verschlammten Lockwitz, häufig im zufließenden Haßbach. In der Itz und deren Nebenbächen ist sie oberhalb Coburgs häufig zu finden, streckenweise wird kein Besatz vorgenommen, auch in der Lauter wird teilweise eine Selbstvermehrung des dichten Bestandes bemerkt. In der Kreck bei Seßlach und der Rodach (Landkreis Coburg) ist sie vereinzelt zu finden, nach Besatz erfolgt meist eine rasche Abwanderung, der Oberlauf der Baunach trägt einen guten Bestand. Individuenreiche Populationen finden sich in den Nebenbächen der oberen Tauber, so im Kirnbach, Wohnbach, Vorbach oder in der Schandtauber. In der verschlammten, abwasserbelasteten fränkischen Rezat unterhalb Ansbachs tritt sie vereinzelt, in einem Altwasser bei Windsbach mit steinigem Grund häufig auf.

Igelsbach, Schwarzach, Schwabach, Rednitz, wo sie sich unterhalb von Wehren aufhält, Regnitz oberhalb des Kraftwerksauslaufs Franken II, Aurach und nördliche Schwabach weisen schwache Bestände auf, die in der mit Faulschlamm belasteten Schwabach einem starken Fischegelbefall, in der teilweise durch direkte Einleitung von Silowasser verunreinigten, begradigten Aurach Verpilzungen unterliegen. Vereinzelte Vorkommen werden ebenfalls im Aischursprungsgraben, der stark durch kommunale Abwässer belastet ist, im Laimbach, in der Tief, der Reichen Ebrach, im Umlaufgraben der Ebracher Teiche und in einem Baggersee bei Forchheim, häufiger in der Rauhen und Mittleren Ebrach mit Schrappach sowie in der Aurach (Bamberg), in denen neben Besatzmaßnahmen auch natürliche Fortpflanzung mit gutem Jungfischbestand besteht, und im Leitenbach festgestellt. Auch in der Bibert ermöglicht ein jährlicher Besatz häufige Nachweise. Sehr reiche Bestände weisen die Gewässer der fränkischen Schweiz auf, so die Pegnitz, in der streckenweise kein Bachforellen-Besatz vorgenommen wird (Hammerschrott, Fichtenohe), deren Forellenpopulationen jedoch insbesondere unterhalb häuslicher Einleitungen (z.B. Hersbruck) starken Kratzerbefall bei geringerer Individuendichte aufweist, der Röttenbach, besonders jedoch die Wiesent, in der ebenfalls punktuell Fischegelbefall zu bemerken ist, mit Aufseß, die begradigte verschlammte Strecken ohne Fischbestand und eine zu dichte Forellenpopulation mit Fischegelbefall besitzt, und Trubach, die eine schwache Selbstvermehrung ermöglicht sowie Püttlach, in der keine Besatzmaßnahmen vorgenommen werden, und in geringem Maße die Leinleiter.

In der Pegnitz bei Hersbruck besteht ein sehr starker Regenbogenforellenbesatz, so daß nur wenige Bachforellen-Individuen aufkommen.

Mäßig zahlreiche Vorkommen zeigt die Naßach, sehr wenige der Main selbst ab Bamberg, so bei Eltmann, Schonungen, Randersacker oder Aschaffenburg an den Bachzuläufen. Die obere Pleichach besitzt einen guten, die Wern einen geringen Bestand. Große Bestandsdichten zeigt die Bachforelle in einigen Strecken der fränkischen Saale und besonders in ihren Rhönzuflüssen, Milz, Streu mit Els, Sulz und Bahra, Brend, Premich, Deichselbach, Thulba, Schondra und in der Sinn mit Aurach, aber auch stellenweise in der Lauer, im Ranzbach und in der Wannig. Im Ellertshäuser See fand die Bachforelle laut Fanglisten in den ersten Jahren der Bevirtschaftung ohne Besatz ausreichende Lebensbedingungen. Auch die Lohr mit Nebenbächen bietet ihr ein gutes Aufkommen, in der Hafenlohr und deren

Zuflüssen dagegen sind die Vorkommen durch zunehmende Versauerung im Oberlauf geringer. Häufig ist die Bachforelle in der Erf und im Oberlauf der Elsave und Mömling zu finden, vereinzelt in der Gersprenz, in der unteren Mömling und der Aschaff. Zusätzlich wird die Bachforelle in einigen Baggerseen besetzt.

b) Elbe-Einzugsgebiet

Die sächsische Saale weist im Oberlauf bis Hof eine große Bestandsdichte auf, allerdings zeigt sich bei Seulbitz ein nur geringer Anteil an Jungfischen. Häufig tritt die Bachforelle in den zufließenden Bächen auf wie Pulsnitz, Lehstenbach bei Sparneck, Möschnitz, Untreu-Bach und -Stausee, der zusätzlich mit wenigen Seeforellen besetzt ist, Quellitzbach und Lamitz, die ausschließlich als Aufzuchtgewässer genutzt werden, im allerdings durch kommunale Abwässer geschädigten Baiergrünbächlein, im 1979 völlig geräumten Bärlasbach, der 1981 trotz Besatz noch sehr schlechte Fangergebnisse zeigte, im Bernsteinbach, auf dessen begradigten Strecken keine Forellen beobachtet werden konnten, im Unterlauf des im Quellbereich stark versauerten und deshalb fischfreien Zellbaches, in der Förmitz (pH 6,5) mit Förmitzspeicher und im Zinnbach, einem Nebenbach der südl. Regnitz. Vereinzelte Vorkommen finden sich im Sandlohbach (pH 6,3) bei Kirchenlamitz und im Dorschenbach, dessen Bachbett durch Wasserentnahmen im Sommer teilweise austrocknet. Die Selbitz, die bei Volkmannsgrün bis 1981 keinen Fischbestand aufwies, zeigt bis Naila häufige, unterhalb Naila, durch Einleitung der Kläranlage belastet, vereinzelte Vorkommen. Eine schwache Population mit mäßigem Ernährungszustand findet sich im Oberlauf der Eger oberhalb Voitsumra (pH 5,0), wo ein Ausweichen in gepufferte Wiesengraben möglich ist, und im Birkenbach (pH 5,5). Die Röslau weist im Quellbereich keinerlei Fischbestand auf (pH 5,0). Unterhalb Vordorfs (pH 6,3) besteht eine Monokultur, wobei jedoch eine intakte Alterspyramide vorliegt. Der Bestand der Eger und der Röslau erfährt flußabwärts eine Zunahme, allerdings wird in der Röslau bei Seussen ein jährliches Fischsterben durch stellenweise Trockenlegung des Flusses festgestellt. In der Kösseine kommt die Bachforelle vereinzelt vor, in der Steinselb und im Üdweißenbach bei Marktredwitz mit natürlicher Vermehrung häufig. Der schwache Bestand der Wondreb wird ausschließlich durch Besatzmaßnahmen aufrechterhalten.

3.3 Mögliche Fehlerquellen der Bestandsbeurteilung

Bei der Beurteilung der graphischen Auswertung ist zu berücksichtigen, daß durch Verwendung von Unterlagen aus der Elektrofischerei eine relative Überrepräsentanz von Bachforellen-Nachweisen besteht, da die elektrische Abfischung von Forellenbächen eine häufige, durch die bewirtschaftenden Vereine initiierte Maßnahme darstellt. Andererseits wurde die Art nicht innerhalb des Erfassungsbogens aufgeführt, also nur unter "sonstige Arten" genannt, wodurch Erfassungslücken entstehen können. Die Nachweise früherer Vorkommen zeigen aufgrund des fischereilichen Interesses ebenfalls eine sehr gute Flächendeckung.

3.4 Situation

Die graphische Darstellung der Bachforellenvorkommen Nordbayerns (Karte 5) zeigt eine ausgeglichene Verteilung sowie eine große Frequenz der Fundorte. Wie jedoch aus der Beschreibung zu ersehen ist, werden die Bestände mit wenigen Ausnahmen durch Besatz getragen bzw. gestützt, daneben bestehen sehr wenige Belege einer natürlichen Fortpflanzung. Somit bestätigt sich die Beurteilung der starken Gefährdung ohne Besatz in der Roten Liste bedrohter Tiere in Bayern (Asen u.a., 1983), allerdings unterliegt die Art bei Berücksichtigung der Besatzmaßnahmen keiner direkten, sondern wie Bless (1978) urteilt, einer potentiellen Gefährdung, da sie eine fischereilich in sehr starkem Maße geförderte Spezies darstellt.

3.5 Mögliche Ursachen der Gefährdung

Die Gewässer, in denen eine natürliche Fortpflanzung sicher belegt ist, wie Reiche, Rauhe und Mittlere Ebrach, Aurach (Bamberg), Trubach, Lauter bei Coburg, in geringerem Maße Nordhalbener Ködel, der Wasserspeicher Mauthaus, Grümpel, Rodach bei Nordhalben, wo auch eine Vermehrung der Regenbogenforelle beschrieben ist, sehr gering der Oberlauf der sächsischen Saale, Quellnitz-Bach, Lamitz, Höllbach bei Rehau und Üdweißenbach, zeichnen sich vor allem durch naturnahe Strukturen, aber auch eine gute bis mäßige Wasserqualität und, wie das Beispiel des Üdweißenbach zeigt, durch extensive Bewirtschaftung aus.

Flußkilometer / Stützpunkt

ARTENSCHUTZKARTIERUNG BAYERN

BACHFORELLE (SALMO TRUTTA F.FARIO)

FISCHERFASSUNG

STAND: 25.06.85

ERFASSUNGSJAHR

— Fundort erloschen (Negativ-Nachweis)

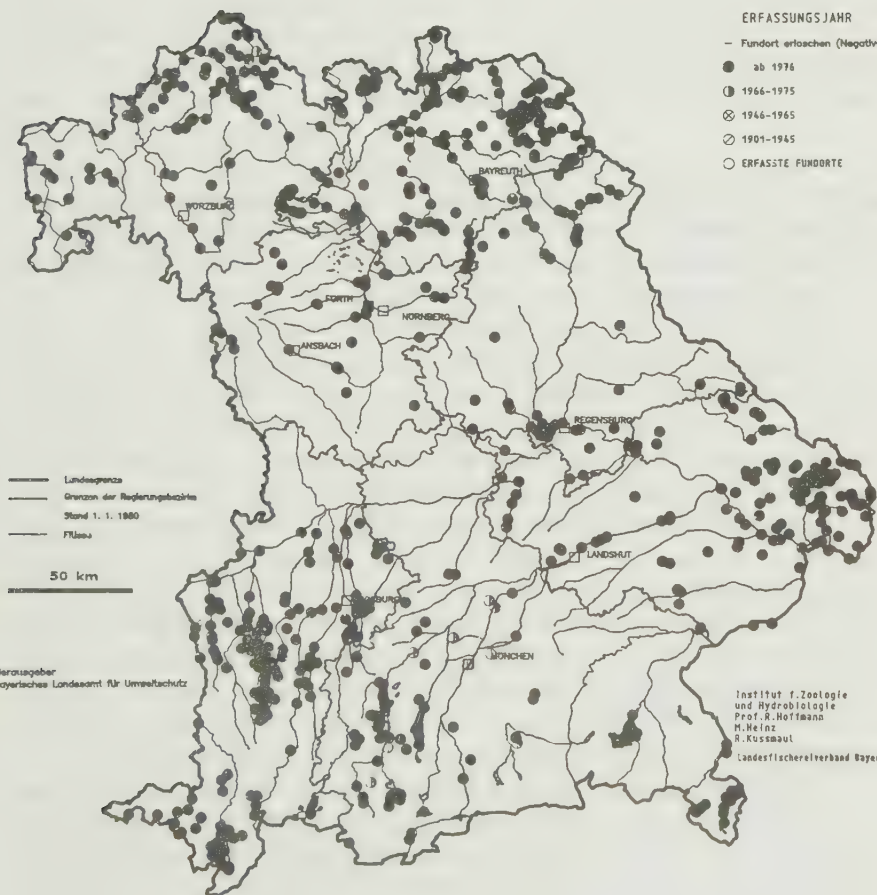
● ab 1976

① 1966-1975

⊗ 1946-1965

○ 1901-1945

○ ERFASSTE FUNDORTE



Die Bedeutung des von Bless (1978) und Gaumert (1981) als vorwiegend bezeichneten Gefährdungsfaktors Gewässerbau, im Besonderen der Bachbegradigung ist an den innerhalb der Kartierung erwähnten begradigten Strecken der Aufseß, der Wiesent, Gröbäu, Kronach, Haßlach und Rodach (Coburg) zu ersehen, denn hier wurde ein vollständiger Mangel an Individuen der Spezies beobachtet. Im natürlich belassenen Baiergründbächlein dagegen besteht trotz hoher organischer Belastung ein gutes Aufkommen. Das völlige Fehlen der Bachforelle in den Staubereichen der Pegnitz, Rednitz oder der Rodach beweist die beeinträchtigende Wirkung einer Stauhaltung, deren Schrankenfunktion hier zusätzlich bestätigt wird.

Der Einfluß einer vollständigen Bachbetträumung wird am Beispiel des Bärlassbachs deutlich, in dem nach der 1979 vorgenommenen Räumung 1981 noch ein sehr schlechtes, 1982 ein etwas besseres Fangergebnis erzielt wurde, was die außerordentlich langsame Erholung eines Gewässers von rücksichtslos ausgeführten Unterhaltungsmaßnahmen veranschaulicht.

Aber auch die Schädigungen durch organische Verunreinigung ist nicht zu unterschätzen, denn in der Lockwitz bei Ludwigstadt, in der Itz bei Coburg, in der Regnitz bei Tauperlitz, in der Selbitz unterhalb Naila, in den Unterläufen der Gersprenz, Elsave, Mömling und Aschaff, im Aisch-Ursprung oder in der Kreck konnte im Einflußbereich organischer Einleitungen ein erheblicher Rückgang der Individuenzahlen trotz Besatzmaßnahmen festgestellt werden. In der Kronach bei Friesen wurde 1984 im Gegensatz zu einer Abfischung 1980 bei bestehender mehrjähriger organischer Belastung eine Überalterung, also ein Überwiegen adulter Tiere vermerkt, wodurch die Störung des empfindlichen Brutaufkommens sichtbar wird. Auch der stark belastete Oberlauf der Sinn trägt deutlich geringere Bestände als der wenig verunreinigte Mittellauf.

Bedenken einer potentiellen Gefährdung sind anzuführen bei der Durchführung des Besatzes, der zum einen durch die Auswahl des Besatzmaterials eine Gefahr der Verzerrung des an die örtlichen Verhältnisse angepaßten lokalen genetischen Musters bedeutet, zum anderen das Infektionsgleichgewicht durch Einschleppung neuer Erreger gestört werden kann, zumal Besatzmaßnahmen vorwiegend in belasteten Gewässern vorgenommen werden, in denen eine Schwächung der körpereigenen

Abwehr durch resistenzmindernde Faktoren wie organische Verunreinigung mit Veränderung der parasitären Fauna, verminderten Sauerstoffgehalt des Wassers oder toxische Schadstoffe den Boden für weitere Affektionen bereitet (Kennedy, 1975; Schäfer, Hoffmann, 1985). Allerdings sind diese Vorgänge von solcher Komplexität, daß ein Kausalitätsbeweis im Rahmen der Kartierung nicht möglich ist, da Bestandsrückgänge ausnahmslos durch Besatzmaßnahmen ausgeglichen wurden und werden. Eine Resistenzminderung, vorwiegend jedoch aufgrund Gewässerbelastung nach Aussagen der Gewässerbewirtschafter, könnte in folgenden Flüssen als Ursache von Parasitenbefall bzw. Infektionen angesehen werden: Pegnitz bei Hammerschrott und Hersbruck, Schwabach (Erl.), fränkische Rezat, Aurach (Erl.) und Weiherbach.

In Gewässern, in denen eine ausreichende Eigenvermehrung stattfindet, entfaltet ein zusätzlicher Besatz eine besondere Beeinträchtigung, in dem durch Überlegenheit der in der Entwicklung weiter fortgeschrittenen Besatzfische gegenüber der natürlichen Forellenbrut und die dadurch entstehende intraspezifische Konkurrenz eine negative Auslese der weniger angepaßten Individuen induziert wird. So zeigt der Bestand der sächsischen Saale durch starken Besatz trotz guter Milieubedingungen nur sehr geringe Fortpflanzungserfolge. Zusätzlich wird durch nicht sachgemäßen Besatz, auch mit anderen Salmonidenarten wie Regenbogenforelle, die nach Muus u. Dahlström (1981) eine direkte Konkurrenzart der Bachforelle darstellt, ein erhöhter Populationsdruck hervorgerufen, der in der Pegnitz und Aufseß einen quantitativen Rückgang der Bachforelle auslöste.

Die Auswirkungen der Versauerung zeigen sich im Erlöschen der Populationen in den genannten Bachoberläufen des Fichtelgebirges und Frankenwaldes, hinzu-zufügen sind hier Ülschnitz bei Windheim, Lingenbach, Schöffelbächlein und Lehstenbach (Weißenstadt), weiterhin in den bedeutenden Bestandsminderungen der Nordhalbener Ködel, in der noch sehr geringe Fortpflanzung stattfindet, des Zellbachs, dessen Bestand durch Aufstieg aus der Saale gesichert ist, des Birkenbachs, der Eger, in der durch Ausweichmöglichkeiten in gepufferte Wiesengraben trotz Bestehen eines pH-Wertes von 5 Individuen anzutreffen sind (Klupp, 1985, pers. Mitt.), des Sandlohbaches und des Fürmitzbachs, deren Bestände durch Besatz gehalten werden, der Rüsslau und der Hafenlohr.

Der schlechte bis mäßige Ernährungszustand der Populationen bestätigt den in Zusammenhang mit der Versauerung beschriebenen Nährtiermangel. Grenzwerte der pH-Skala können jedoch für die Bachforelle aufgrund der individuellen Voraussetzungen der Gewässer nicht bezeichnet werden.

Der geringe Bestand der Kösseine kann innerhalb der Möglichkeiten der Kartierung nicht ursächlich allein auf die bestehende Hg-Belastung (Klupp, 1985; pers. Mitt.) zurückgeführt werden, zumal eine organische Verunreinigung hinzutritt.

Der negative Einfluß einer Erwärmung der Wassertemperatur zeigt sich in der ausschließlich oberhalb des sauerstoffbelüfteten Kraftwerksauslaufs besiedelten Regnitz beim Kraftwerk Franken II.

Eine Schädigung der Bachforellenfauna durch Wasserentnahmen liegt in der Röslau und im Dorschenbach vor, die sie nur schwach besiedelt.

Das geringe Auftreten in der Wondreb hingegen könnte seine Ursache im reichen Ruttenbestand finden, da die Rutte während der Laichzeit der Forelle im Winter die größten Fraßaktivität besitzt.

Für die von Bless (1978) und Gaumert (1981) als weitere bestandsgefährdend angeführten Faktoren, nämlich Behinderung der Laichwanderung, das Fehlen von Fischnahrung in begradigten Strecken, Isolation in den Oberläufen, die infolge der intensiven Besatzhandhabung nicht zu Tage tritt, Sauerstoffmangel und Verschlammung der Laichplätze konnte im Rahmen der Kartierung kein ursächlicher Beweis erbracht werden.

3.6 Schutzmöglichkeiten

Zusammenfassend kann bemerkt werden, daß die Bachforelle vielfältigen Gefährdungsursachen unterliegt. Die in der Öffentlichkeit bestbekannte Ursache, die organische Verschmutzung, zeigt aufgrund forcierter Abwassersanierung inzwischen eine rückläufige Tendenz (Anon., 1985b). Da die Bachforelle aufgrund geringer Fruchtbarkeit und der einzelgängerischen Lebensweise auf gute Versteckmöglichkeiten angewiesen ist (Lelek, 1979), besitzen jedoch gewässerbauliche Maßnahmen, insbesondere Bachbegradigung, die im Gegensatz zur organischen

Verunreinigung einen völligen Entzug der Lebensmöglichkeiten bedeutet, die größte Bedeutung für ihre Gefährdung. Allerdings können bereits bestehende Schädigungen mit geringen Möglichkeiten rückgängig gemacht oder zumindest gemildert werden (Wiesner, 1971; Elster u.a., 1973; Lelek, 1980; Wilke, 1980).

Die Versauerung der Bachoberläufe, durch die die Art der hydrographischen Natur der Biotope gemäß in besonderem Maße betroffen ist, ist aufgrund ihrer indirekten Entstehungsmechanismen nur überregional zu beseitigen. Da durch die nahezu ausnahmslos vorliegende Verunreinigung und den Verbau der Gewässerunterläufe, die eine Schranke der Verbreitungsmöglichkeiten darstellen, eine Isolation der Bestände induziert wird (Bless, 1978; Gaumert, 1981), wird der Durchführung des Besatzes eine zusätzliche Tragweite verliehen, der die Gewässerbewirtschafter durch sorgfältigste Auswahl des Besatzmaterials nach genetischen und hygienischen Gesichtspunkten Rechnung tragen sollten. Weiterhin sollte eine Entscheidung über Besatz die individuelle Nährtiersituation des Gewässers zur Vermeidung intraspezifischer Konkurrenz berücksichtigen (Jungwirth u.a., 1980).

4. Äsche

4.1 Frühere Vorkommen

Die Äsche kam durch frühnacheiszeitliche Einwanderung aus dem Osten in unsere Gewässer (Thienemann, 1950).

Bundschuh (1804) erwähnt Äschenvorkommen in der Rednitz bzw. in der Regnitz. Nach Wagner (1846) kam sie zwar im Würzburger Gebiet, nicht aber im Raum Erlangen/Nürnberg vor. Weber (1851) führt die Äsche in der fränkischen Saale und Tauber an, während Leiblein (1853) ein Vorkommen in "Main und manchen Nebenflüßchen" belegt. Rosenhauer (1858) nennt die Äsche für Mittelfranken in der Wiesent und Pegnitz bei Hersbruck. Fraisse (1880) erwähnt, die Äsche sei in Sinn und Schondra zu finden. Nach Zenk (1889a) erschien die Äsche, die aufgrund größerer Beliebtheit der Bachforelle kurz gehalten wurde, im Main in äußerst seltenen Fällen im Winter an den Bacheinläufen, allerdings (1889b) häufig in der Erf, der Mudau, Mömling, Itz und deren Nebengewässer, in der fränkischen Saale an den Einflüssen der Rhönbäche, in der Milz, Streu und Nebengewässern, Brend, Thulba, Schondra, der Sinn, der Lohr, Hafenlohr,

im Heinrichsbach und in der Elsave; in den nach ihr benannten Bächen Aschbach und Aschach werde ihr Aufkommen durch Flußregulierungen verhindert, ebenso sei sie im Premichbach wegen Überfischung verschwunden. Der Oberpfälzische Kreisfischereiverein (Anon., 1893) bezeichnet sie als in der Pegnitz und Schwarzach sehr häufig, ebenso in der Wondreb. Herrmann (1911) belegt häufige Vorkommen der Äsche in Oberfranken in der sächsischen Saale von Sparneck bis Hof, im Weißen Main bis Trebgast, im Oberlauf des Roten Main, in der warmen Steinach, in der Regnitz ab Einfluß der Wiesent, in der Wiesent, Truppach, Pegnitz, im Mittellauf der Rodach und im Unterlauf der Itz. Brückner (1926) stellt fest, sie sei in der Itz bis Allerswind in großen Mengen zu finden und häufig in der Effelter, Röden, Lauter und Steinach. Stadler (1961) gibt an, sie sei in der Saale bei Bocklet 1923 als häufig gemeldet worden, trete aber im Main selbst nur in seltenen Fällen auf und sei auch in den Bächen stets seltener als die Bachforelle. Die Äschenpopulationen erfuhren nach Schmid (1975a) und Klupp (1985) nach einer starken Depression der Bestände in den 60er und 70er Jahren in den letzten Jahren in einigen Bächen Bayerns wie Roter Main, Steinach, Rodach oder Wiesent beträchtliche Zunahmen zugunsten der Bachforelle, die Schmid (1975a) auf Erwärmung der Gewässer z.B. durch Stauhaltungen und damit geringeren Sauerstoffgehalt des Wassers, Klupp (1985) dagegen auf das Fehlen von Laichwanderungen, die im Vergleich zur Bachforelle größere Eizahl, den späteren Laichtermin, auf das weitere Nahrungsspektrum, die eine Wiederbesiedlung begünstigen, sowie auf den leichteren Fang der Bachforelle zurückführt.

4.2 Die im Rahmen der Kartierung ermittelte heutige Verbreitung

a) Main-Regnitzgebiet

Die Äsche tritt ohne Besatzmaßnahmen im Weißen Main bei Bad Berneck mit der Ülschnitz und schwarzen Schorgast vereinzelt, im Unterlauf häufig auf. Auch im Roten Main bestehen reiche Vorkommen, Besatzmaßnahmen wurden aufgrund guter Selbstvermehrung, die im Raum Bayreuth bereits mit Wachstumsdepression einhergeht, eingestellt, während oberhalb Bayreuths und im Tauritzbach nur vereinzelt Fänge belegt sind. Auch im vereinigten Main bis Lichtenfels scheint sie gute Lebensbedingungen zu finden, allerdings wird bei Staffelstein Besatz vorgenommen. Bei Bamberg tritt sie infolge Besatzes vereinzelt im Main auf. Die Rodach ermöglicht im Mittellauf mit punktuellm Besatz ein

reiches Aufkommen, im Unterlauf trotz Besatz ein geringes. In der Itz bei und oberhalb Coburgs und in der Lauter werden häufige Funde, teilweise sogar eine Überpopulation festgestellt, ein Besatz findet nicht statt. Aufgrund von Besatzmaßnahmen treten in der Tauber geringe Bestände auf, ebenso in der schwäbischen Rezat. In der Rednitz oberhalb Nürnbergs und in der Bibert werden vereinzelte Nachweise ohne, in der Schwarzach mit Besatz erbracht. Auch in der Aurach (Bamberg) und im Hollergraben bei Bamberg ermöglicht ein Besatz vereinzelte Vorkommen, in den Unterlauf der Ebrach wandert die Äsche zu.

Zahlreiche Populationen finden sich in den Flüssen der fränkischen Schweiz. In der Fichtenohe und Pegnitz bei Hammerschrott und Hersbruck tritt sie häufig, im Bereich des Veldensteiner Forstes und im Unterlauf mit Besatz vereinzelt auf, wobei die Individuen unterhalb einer Einleitung bei Hammerschrott und bei Michelfeld Fischegel- und Nematodenbefall, bei Hersbruck Kiemennekrose zeigen, bei Rauhenstein weist die Pegnitz im Staubereich keinen Fischbestand auf. In der gesamten Wiesent findet eine Selbstvermehrung der starken Bestände trotz teilweise starker Verpilzung der Laichäschen statt. In der unteren Aufseß und Püttlach trifft man sie vereinzelt an, in der unteren Leinleiter und der Trubach häufig. In der Wern bei Thungen und Stetten können nur wenige Nachweise erbracht werden. In der fränkischen Saale findet die Äsche ein außergewöhnlich starkes Aufkommen mit wachsender Tendenz, im Unterlauf und bei Bad Bocklet gibt es nur vereinzelte Vorkommen. Auch in der Milz erfahren die Äschenbestände eine Zunahme. In Streu, Sulz, Els und Bahra sowie Brend, Thulba, Schondra, in der Sinn mit Aura und weniger zahlreich in der Premich bestehen individuenreiche Populationen. In der Lauer, im Unterlauf des Ranzbachs und der Wannig werden häufige, im Deichselbach vereinzelte Vorkommen belegt. Die Lohr mit Zuflüssen weist einen guten Bestand auf, in der Hafenlohr wurde die Äsche seit 1975 nicht mehr nachgewiesen. Häufig ist sie weiterhin in der Erf zu finden.

b) Elbe-Einzugsgebiet

In der sächsischen Saale findet zusätzlich zu einem Besatz eine natürliche Fortpflanzung des starken Bestandes, der oberhalb Hof's eine Abnahme erfährt, statt. Im Unterlauf der Pulschnitz wanderte die Äsche als einzige Fischart

nach dem Fischsterben 1982 zu, aus der Lamitz, in der sie bis 1983 vereinzelt auftrat, wurden die Exemplare wegen Nutzung des Gewässers als Forellenaufzuchtbach in den Quellitz-See umgesetzt.

Im Löstenbach und Untrebach (Landkreis Hof) wird die Äsche häufig angetroffen, ebenso in der Selbitz bei Volkmannsgrün, in der ein Besatz vorgenommen wurde. Seltener kommt sie in der Selbitz unterhalb Naila vor.

Die Eger weist unterhalb Weißenstadt reiche, ab Marktleuthen geringere Bestände auf. Rösau und Kösseine besitzen ohne Besatzmaßnahmen mäßig zahlreiche Populationen. In der Wondreb findet die Äsche ohne Besatz ein gutes Aufkommen.

4.3 Mögliche Fehlerquellen der Bestandsbeurteilung

Die früheren wie die heutigen Beschreibungen der Äschenvorkommen zeigen aufgrund fischereilichen Interesses der Kartierer eine vergleichsweise gute Vollständigkeit.

4.4 Situation

Die Verbreitung der Äsche in Nordbayern weist in der graphischen Darstellung (Karte 6) eine gute Flächendeckung auf, die mit einigen Ausnahmen mit früheren Vorkommen übereinstimmen. Ein Erlöschen der Bestände ist belegt für den Main ab Bamberg, für die Mömling, Hafenlohr, Elsave, untere Itz, Röden, Steinach (Kronach) und für die Regnitz ab Wiesenteinfluß sowie für die Tauber bis zum Besatz 1982. Auffällig ist hierbei, daß die in der Fischerei als Sportfisch sehr geschätzte Art mit Ausnahme von Gewässern, in denen sie ursprünglich nicht auftrat, wie Aurach (Bamberg) oder Main, wenig durch regelmäßige Besatzmaßnahmen gefördert wird, also eine gute Eigenvermehrung zeigt. In einigen Gewässern wie im Roten Main, in der Wiesent oder Milz werden von den Gewässerbewirtschaftern bereits Degenerationsmerkmale, z.B. Verbüttung oder Verpilzungen, durch zu hohen Populationsdruck festgestellt. Die Bestandssituation läßt also nach einer starken Gefährdung, die durch die Rote Liste bedrohter Tiere in Bayern (Riess u.a., 1976) und Bless (1978) sowie durch die Neufassung der Roten Liste (Asen u.a., 1983) ausgesprochen wurde, eine Verbesserung erkennen. Dies bestätigen Schmid (1975a) und Klupp (1985).

Fischer / Stapel

ARTENSCHUTZKARTIERUNG BAYERN

AESCHE (TH. THYMALLUS)

FISCHERFASSUNG

STAND: 25.06.85



4.5 Mögliche Ursachen der Gefährdung

Die Depression der Äschenbestände in den 60er und 70er Jahren fand nach Schmid (1975a), Terofal (1977), Bless (1978) und Klupp (1985) ihre vorwiegende Ursache in der kommunalen organischen Verunreinigung der Gewässer mangels Kläranlagen. So konnte bei Elektroabfischungen der Fachberatung für Fischerei, Mittelfranken, in der Pegnitz ein starker Nematoden- und Fischegelbefall mit geringer Populationsdichte unterhalb einer häuslichen Einleitung belegt werden (Piwernetz, 1985, pers. Mitt.). Unterhalb verstärkter kommunaler Einträge, vor allem unterhalb größerer Städte, beobachtet man ein Fehlen der Äsche, wie z.B. in der Selbitz unterhalb Naila oder in der Itz unterhalb Coburgs. Ebenso wurde ein Erlöschen der Bestände in Flüssen nachgewiesen, die eine starke organische Verunreinigung aufweisen, so die untere Itz, die Röden, Steinach (Landkreis Kronach), die Schwarzach, in der trotz Besatz nur geringes Aufkommen besteht, die Regnitz ab Wiesenteinfluß, der Main bei Bamberg, in dem ein kleiner Bestand durch Besatz gehalten wird, die Elsave und die Mömling, während Gewässer mit Bestandszunahmen ohne Ausnahme in den letzten Jahren eine Verbesserung der Gewässergüte erfuhren (Gärtner und Billmeier, 1982; Anon., 1985b), so z.B. der Rote Main, die Gewässer der fränkischen Schweiz sowie die sächsische Saale, die fränkische Saale und die Milz.

Auch gewässerbauliche Maßnahmen scheinen die Äschenpopulationen zu beeinträchtigen (Bless, 1978; Gaumert, 1981). So wurden in der äschenreichen Haßlach (Klupp, 1985) in einem begradigten Teilstück ausschließlich Aitel gefunden, jedoch beschreiben von Lukovicz u.a. (1976) und Stein (1984) eine im Vergleich zur Bachforelle größere Toleranz gegenüber Monotonie der Gewässerstrukturen, wie sie in der güteverbesserten Rednitz oder in der unteren Rauhen Ebrach vorliegt, wo sie ein geringes natürliches Aufkommen zeigt.

Die Gewässerversauerung bedeutet für die Äsche aufgrund der Lage ihres natürlichen Lebensraumes in quellentfernteren Bereichen im allgemeinen keine Gefährdung. In der versauerten Lamitz findet sie, durch Besatz gehalten, keine geeigneten Lebensbedingungen.

Bei gleichzeitiger organischer Verunreinigung kann das geringe Aufkommen in der Kösseine nicht ursächlich auf die bestehende Hg-Belastung zurückgeführt werden.

4.6 Konsequenzen

Durch die in einigen Gewässern massiven Bestandszunahmen der Äsche findet nach Schmid (1975a) und Klupp (1985) eine passive Verdrängung der Bachforelle statt. Dies ist nach Schmid (1975a) auf die größere Wärmepräferenz bzw. den geringeren Sauerstoffbedarf der Äsche in den durch Stauhaltungen erwärmten Gewässern, nach Klupp (1985) auf das Fehlen von Laichwanderungen, auf größere Fruchtbarkeit, späteren Laichtermin, breiteres Nahrungsspektrum und schwierigeren Fang der Äsche zurückzuführen.

Bei der Feststellung einer "Verdrängung" ist allerdings zu bedenken, daß die Äsche aufgrund größerer fischereilicher Beliebtheit der Bachforelle im letzten Jahrhundert mit dem Aufkommen der künstlichen Nachzucht und damit der heutigen Besatztechniken eine anthropogene Verdrängung aus ursprünglich besiedelten Lebensräumen erfuhr. Denn sie zeigte in Gewässern wie sächsische Saale, Lauter, Wondreb, Itz, Roter Main und Weißer Main, Pegnitz, Wiesent, Rodach, fränkische Saale und Milz ursprünglich häufige natürliche Vorkommen (Zenk, 1889a, b; Herrmann, 1911). Aus diesem Grunde ist der Vorgang der heutigen Expansion treffender als Wiederbesiedlung zu beschreiben. Diese wird durch Vernachlässigung des Besatzes mit Bachforellen infolge zuvor erschwelter Lebensbedingungen in diesen nun güteverbesserten Gewässerabschnitten, aber auch durch größere Vitalität der Äsche aufgrund geringerer Besatzfrequenz begünstigt. Außer den von Schmid (1975a) und Klupp (1985) genannten Ursachen können als weitere mögliche Grundlagen des stärkeren Aufkommens folgende angeführt werden:

- a) Die Lebensansprüche der juvenilen Äschen scheinen sich von denen der adulten Tiere nicht erheblich zu unterscheiden, so daß in Gewässerabschnitten, in denen die ältere Äsche ein Fortkommen findet, auch eine Fortpflanzung gewährleistet ist, während die Bachforelle häufig Anzeichen von Überalterung zeigt.
- b) Infolge geringerer Beliebtheit der Art in der Sportfischerei, damit schlechterer Verfügbarkeit von Besatzmaterial und des Bestehens geringer Wassergüte wurde in den letzten Jahrzehnten verhältnismäßig wenig Besatz durchgeführt. So konnten aus Refugialbereichen erhaltene Bestände zuwandern, die den lokalen Voraussetzungen genetisch und immunologisch bestens angepaßt sind.

Die große Bewegungsfreudigkeit der Äschenpopulationen bestätigt sich in der frühen Wiederbesiedlung der Selbitz nach vorangegangenen Gewässerverödungen und in der Pulschnitz, in der die Äsche nach einem Fischsterben als erste Art wieder auftrat. Zusätzlich bewohnt die Äsche Fließbereiche, die ein größeres Einzugsgebiet besitzen als die Biotope der Bachforelle, d.h. eine Isolation von Restbeständen ist in vergleichsweise geringerem Maße gegeben.

- c) Infolge im Vergleich mit der Bachforelle geringerer Ansprüche an die Strukturvielfalt des Biotops (von Lukowicz, 1976) kann die Äsche ausgebaute Gewässerstrecken besser besiedeln und auch innerhalb von Laichwanderungen überwinden.

Im übrigen ist zu bemerken, daß Äsche und Bachforelle wenig interspezifische Konkurrenz zeigen, wie im Löstenbach, in der Lauer, Premich, Wissent, Pegnitz, Fichtenohe, in Sinn, Schondra, Itz, Lauter, in der Rodach (Kronach), im Weißen und im Roten Main zu beobachten ist, da die beiden Arten ein unterschiedliches Nahrungsspektrum sowie verschiedene ökologische Nischen besitzen. Eine Vermeidung der durch erhöhten Populationsdruck entstehenden Konstitutionsschwächung, die sich vorwiegend in Verpilzung der Laichäschen und Verbutterung äußert (Klupp, 1985), wäre durch gezielt geförderten Fang der Äsche zu beheben, wie dies in Oberfranken bereits gehandhabt wird (Klupp, 1985), allerdings sind Maßnahmen der Bestandsminderung streng den lokalen Gegebenheiten anzupassen, um überschießenden, bestandsgefährdenden Entnahmen vorzubeugen.

Weitere Biotope der Äsche könnten durch fortgesetzte Verbesserung der Wasserqualität mit Vermeidung von in den betroffenen Gewässerabschnitten derzeit noch zu beherrschenden Eutrophierungserscheinungen sowie durch naturnähere Gestaltung geeigneter Gewässer geschaffen werden.

5. Hecht

5.1 Frühere Vorkommen

Der Hecht besiedelte den Rhein- und Elbeeinzugsbereich als Vertreter der eurythermen glazialen Mischfauna bereits während der Vereisungsperioden (Thienemann, 1950).

Bei Bundschuh (1804) findet der Hecht im Main, in der Milz, Rednitz, Regnitz, Bibert und Zenn Erwähnung. Weber (1851) belegt Vorkommen des Hechts für alle größeren Fließgewässer des Maingebietes, Rosenhauer (1858) bestätigt für Mittelfranken sein Auftreten in allen Flüssen und stehenden Gewässern, auch im Donau-Main-Kanal, jedoch habe er in der Zahl abgenommen. Siebold (1863) bezeichnet ihn als sehr verbreitet, Jäckel (1864) beschreibt ihn als "gemeinen Fisch, in allen größeren und kleineren Flüssen, in Teichen und den meisten unserer Seen anzutreffen." Zenk (1889b) führt ihn auf in der Mudau, Kahl, Mömling, Gersprenz, im Unterlauf der Itz, in der Baunach, Nassach, Wern, fränkischen Saale, in der unteren Sinn; in der Schondra sei er zum Schutz der eingesetzten Bachforellen durch den Kreisfischereiverein ausgerottet worden, allerdings (1889a) weist er auf eine Bedrohung der Hechtbestände durch mangelnde Schonung und Verminderung seiner Laichreviere hin. Herrmann (1911) nennt den Hecht in der sächsischen Saale ab Sparneck, in der südlichen Regnitz, in der Eger und Röslau, im Weißen Main ab Trebgast, im Roten Main, im Vereinigten Main, in der fränkischen Regnitz und der unteren Pegnitz sowie in der Itz. Brückner (1926) stellt fest, er sei im Coburger Raum überall verbreitet, auch in den unteren Strecken der Forellenregion, wie der Lauter und der Itz. Unverfähr (1961) berichtet, sein Bestand habe nach dem Krieg stark nachgelassen, der Hecht gedeihe zwar im Main, sein Bestand werde aber durch Einsatz von Junghechten gefördert, auch würden durch die Stauung des Mains dem Hecht seine Lieblingsplätze, die Unterstände im Pflanzenwuchs des flachen Wassers, genommen.

5.2 Die mit Hilfe der Kartierung festgestellte heutige Verbreitung

Da die Hechtbestände in Nordbayern in der Mehrzahl auf Besatzmaßnahmen zurückzuführen sind, wird auf diese in der Beschreibung der Vorkommen nicht eigens hingewiesen. Bestände mit nachgewiesener Selbstvermehrung oder fehlendem Besatz finden besondere Erwähnung.

a) Main-Regnitzgebiet

Im Weißen Main ist der Hecht ab Trebgast, im Roten Main ab Selbitz vereinzelt zu finden. Der vereinigte Main weist vereinzelte Vorkommen ohne Besatz auf, im Main bei Lichtenfels und Staffelstein findet eine natürliche Fortpflanzung der dichten Bestände statt, auch bei Bischberg wird ein Abbläichen der individuenarmen Population beobachtet, jedoch erfolgt auch ein Besatz der Art. Bei Kemmern liegen vereinzelte Nachweise vor. Die Baggerseen Waldau und Mainauen

bei Kulmbach sowie Hirschaid, Riedsee b. Staffelstein, der Baggersee Oberwallenstadt weisen geringe, die Baggerseen Strössendorf und Zapfendorf dichte Bestände auf. In der Rodach unterhalb Kronach wird er ohne Besatz häufig beobachtet, es erfolgt eine Selbstvermehrung. Im Marineweiher in Kronach bestehen vereinzelte Vorkommen. Die Itz birgt unterhalb Coburs vereinzelte, bei Rattelsdorf dichte Hechtpopulationen. Im Baggersee Schönbrunn, in den sie außer Besatz durch Überschwemmungen des Mains gelangt, in den Fischbacher und Neershofer Teichen zeigt die Art ein häufiges Auftreten. Auch in der Baunach ist der Hecht häufig nachzuweisen. In der fränkischen Rezat bei Windsbach und Wasserzell in der bei einer Elektroabfischung ein Individuum mit sogenannter "Hechtseuche" ermittelt wurde und auch in der unteren Roth wird er vereinzelt, in einem unbelasteten Altarm der fränkischen Rezat häufig festgestellt. Die Rednitz, die Aurach bei Herzogenaaurach, und die Zenn sowie die Regnitz mit Altwässern weisen geringe, die Bibert häufige Vorkommen auf, die in den letzten Jahren in großer Anzahl in die Schwabach eingewanderten Hechte wurden bereits durch die Gewässerbewirtschaftler ausgefangen. Die Aurach (Erlangen) wies bei E-Abfischungen in Neuses keinen Bestand auf, obgleich Besatz vorgenommen worden war. Im Oberlauf der Aisch, in der Tief, im Laimbach sind vereinzelte Populationen nachgewiesen, im Unterlauf der Aisch sind häufige Funde belegt. In der Reichen Ebrach findet man den Hecht meist vereinzelt, bei Schlüssellau häufig, in der Rauhen Ebrach, in der bei Pettstadt außer Besatzmaßnahmen eine Selbstvermehrung des guten Bestandes erfolgt, ebenfalls vereinzelt. Im RMD-Kanal und in einem Baggersee bei Forchheim, in denen die Hechtbestände trotz Besatzmaßnahmen im Rückgang begriffen sind, tritt er vereinzelt auf. In den Gewässern der fränkischen Schweiz wird kein Besatz vorgenommen, dennoch ist er in der gesamten Pegnitz, in der unteren Püttlach, in Trubach und in der Wiesent, insbesondere in Altwässern, vereinzelt zu finden. Im Main ab Bamberg bis Aschaffenburg tritt der Hecht vorwiegend vereinzelt, stellenweise, so beim Garstädter Holz, bei Ochsenfurt und Randersacker, häufig auf, natürliche Fortpflanzung konnte nicht ermittelt werden.

Auch in den Baggerseen entlang des Mains, deren Bestände zusätzlich zu Besatzmaßnahmen durch Überschwemmung des Main entstehen, bestehen z.T. geringe Vorkommen, wie im Baggersee Marktstefft, in der Kiesgrube Grafenrheinfeld, in einem Teich bei Wernfeld, im Mainparksee und Baggersee Kleinostheim oder im

Kristner See bei Kahl, aber auch ein reiches Aufkommen wie im See bei Tüngersheim oder im Baggersee Großwallstadt, in dem ein Abklaffen der Population verbürgt ist. Im Ellertshäuser See entstand ein geringer Bestand ohne Besatzmaßnahmen. Weiterhin findet man den Hecht vereinzelt in der Pleichach, in der unteren fränkischen Saale, wobei die Altarme dichter besiedelt sind, im Unterlauf der Thulba, in der Erf, Gersprenz, Mömling, in der unteren Elsave und in der Aschaff.

b) Bayer. Elbe-Einzugsgebiet

Die sächsische Saale oberhalb Hofs ermöglicht dem reichen Hechtbestand eine natürliche Fortpflanzung, zusätzlich wird besetzt. Im Unterebach, im Sandlohbach (Kirchenlamitz), in der Pulschnitz bei Weißdorf, im Zimbach, in der Regnitz bei Tauperlitz, im Löstenbach, in der Möschnitz und im Schollenteich (Landkreis Hof) werden wenige Nachweise erbracht, auch in der Selbitz bei Naila bestehen vereinzelte Populationen, wobei er in die kleineren Bäche durch Einwanderung gelangt. Im Lettenbachsee (Hof), in der Lamitz und im Untereusee sind starke Populationen vorhanden. Die Eger bei Rösau und bei Marktleuthen beherbergt geringe, der Weißenstädter See dagegen große Bestände. Im Feisnitzstausee findet er ein gutes, im Unterlauf der Rösau, wie in der unteren Kösseine geringes Fortkommen.

5.3 Mögliche Fehlerquellen der Bestandsbeurteilung

Die früheren wie die heutigen Nachweise der Hechtvorkommen weisen aufgrund seiner Beliebtheit in der Sportfischerei eine gute Repräsentanz auf, obwohl die Art in der Liste des Erfassungsbogens nicht eigens aufgeführt ist und deshalb die Annahme weiterer Erfassungslücken naheliegt.

5.4 Situation

In der graphischen Darstellung (Karte 7) veranschaulicht die große Flächendeckung die weite Verbreitung der Art in Nordbayern, die alle geeigneten Gewässer umfaßt. Ein Vergleich mit früheren Vorkommen zeigt allerdings geringe Einbußen auf, so in Naßbach, Wern, unterer Sinn, in der Schondra, in der die Art durch den bewirtschaftenden Verein Ende des letzten Jahrhunderts ausgerottet wurde (Zenk, 1889a), und in der Lauter, in denen ein Erlöschen der Bestände erwiesen ist. Auch werden die auftretenden Hechtpopulationen zum größten Teil durch Besatzmaßnahmen oder durch Einwanderung aus besetzten Gewässerabschnitten

Fiedler / Engel

ARTENSCHUTZKARTIERUNG BAYERN

HECHT (ESOX LUCIUS)

FISCHERFASSUNG

STAND: 25.06.85

ERFASSUNGSJAHR

† Fundort erloschen (Negativ-Nachweise)

● ab 1976

● 1966-1975

⊗ 1946-1965

⊙ 1901-1945

○ ERFASSTE FUNDORTE



aufrechterhalten, eine natürliche Fortpflanzung ist nur für wenige Gewässer belegt. Somit bestätigt sich die Beurteilung einer potentiell rückläufigen Bestandsentwicklung durch Terofal (1977) und durch das Gutachten zur Aufnahme von Fischarten in die Liste der Bundesartenschutzverordnung (Jens u.a., 1979).

5.5 Mögliche Ursache der Gefährdung

Der Besatzhecht findet in den stark organisch verunreinigten und eutrophierten, ja sogar in ausgebauten Gewässern und Stauhaltungen mit ihren Faulschlammablagerungen ausreichende Lebensbedingungen, wofür er den Beweis durch gute Zuwachsraten und große Standorttreue erbringt. Allerdings bedarf die Art aufgrund ihrer räuberischen Lebensweise ausreichender Versteckmöglichkeiten in verkrauteten Bezirken, weshalb in extrem strukturarmen Gewässern wie dem RMD-Kanal bei Bamberg trotz Besatzes eine negative Entwicklungstendenz zu bemerken ist, deren Ursache nicht zuletzt auch in der von Terofal (1977) angeführten starken Beunruhigung des Kulturfischers durch Schiffsverkehr zu suchen ist. In der Wern und Nassach ist das Erlöschen der Bestände aufgrund gewässerbaulicher Maßnahmen, gekoppelt mit starker kommunaler und industrieller Gewässerbelastung, anzunehmen. Andererseits wurde bei E-Abfischungen in Altwässern der fränkischen Rezat, der Regnitz und der fränkischen Saale bei Hallstadt eine größere Individuendichte als im freien Fluß ermittelt, was die Bedeutung dieser Stillwasserbezirke als Refugialbereiche unterstreicht. Auch starke organische Verunreinigung ruft eine Schwächung der Konstitution hervor, wie es das Auftreten von Hechtseuche (Piwernetz, 1985, pers. Mitt.) in der verunreinigten fränkischen Rezat zeigt.

Die Wurzel einer möglichen Gefährdung ist jedoch, wie Terofal (1977) und Jens (Anonymus, 1985c) bestätigen, vorwiegend in der Behinderung einer natürlichen Fortpflanzung des auf Überschwemmungsgebiete und ausgedehnte Stillwasserbezirke angewiesenen Krautlaichers zu suchen, da zusätzlich zu einer völligen Abhängigkeit von fortgesetzten Besatzmaßnahmen die bereits bei der Bachforelle genannten Bedenken bei der Durchführung des Besatzes mit genetischen, seuchenhygienischen und ökologischen Konsequenzen anzuführen sind. Hierbei ist zu berücksichtigen, daß aufgrund des ausgeprägten Kannibalismus infolge Revierbildung Besatzmaßnahmen durch alters-, also entwicklungsbedingte Überlegenheit der Besatzhechte eine starke Hemmung der natürlichen Fortpflanzung hervorrufen können, die durch spätere Vermischung eine genetische Verfälschung des gesamten Bestandes bewirken können (Wondrak, 1981).

Erschwerend wirkt sich die Tatsache aus, daß die bevorzugten Biotop der Art in nahezu ausschließlich verbauten hydrographischen Abschnitten liegen. In den Gewässern dagegen, in denen eine natürliche Vermehrung stattfindet, nämlich in der oberen sächsischen Saale, im vereinigten Main bis Bischberg, dessen Verbauung flußabwärts in starkem Maße zunimmt, in der unteren Rodach, in den Flüssen der fänkischen Schweiz, in der Rauhen Ebrach, in einem Baggersee bei Großwallstadt und im Ellertshäuser See, sind die für eine natürliche Fortpflanzung unumgänglichen Merkmale ausnahmslos zu finden. Die Ursache des Bestandsrückgangs der unteren Sinn, Schondra, Lauter und anderen Salmonidenbächen dürfte in einer früheren verstärkten Befischung aus "Schädling" durch die Gewässerbewirtschaftler begründet sein (Zenk, 1889a).

5.6 Schutzmöglichkeiten

Voraussetzung für eine natürliche Regeneration der Hechtbestände wäre die Erhaltung bzw. der Aufbau von für eine selbständige Fortpflanzung geeigneten Biotopen als Laichschonstätten, vorwiegend von Altwässern und, im Maingebiet, Buhnenbereichen, da eine Rücknahme der in Gewässern I. und II. Ordnung bestehenden Flußverbauung nicht realisierbar ist (Lelek, 1979; Wiesner, 1981). In Anbetracht der Tatsache, daß lokale genetische Varietäten durch die gebräuchlichen Besatztechniken bereits egalisiert sind, sollte bei Besatzmaßnahmen vor allem auf seuchenhygienisch unbedenkliches Material geachtet werden. Zusätzlich sind selbst bei ausgezeichneter Nahrungssituation eines Gewässers die ökologischen und soziologischen Bedürfnisse der Art zu berücksichtigen, die infolge der ausgeprägten Revierbildung des einzelgängerischen Räubers zur Vermeidung innerartlicher Konkurrenz eine starke zahlenmäßige Beschränkung erfordern (Pleyer, 1981b, Meyer, 1982). Dabei ist besonders auf eine mögliche Selbstvermehrung der Art zu achten, bei deren Vorliegen der Besatz eingestellt werden sollte.

6. Aland

6.1 Frühere Vorkommen

Der Aland besiedelte die Gewässer Mitteleuropas bis zum Rhein durch postglaziale Einwanderung aus dem Süd- und Nordosten (Thienemann, 1950).

Schrank (1798) führt den Nerfling lediglich in der Pegnitz auf, Bundschuh (1804) in der Rednitz und Regnitz. Nach Reider und Hahn (1834) und Gmelin (1839) ist der Aland im Main selten zu finden. Reider und Hahn (1834) erwähnten ein seltenes Vorkommen der Goldorfe in Main und Pegnitz; dies bestätigt Jäger (1858). Für das Regnitzgebiet bezeichnet Rosenhauer (1858) die Orfe ebenfalls als sehr selten und gibt Fundorte in der Wiesent an; häufiger werde jedoch die Goldorfe gefunden, namentlich in der Pegnitz, Regnitz und im Donau-Main-Kanal. Siebold (1863) schreibt, sie komme in allen größeren Flüssen und Seen Mitteleuropas vor, allerdings trete im Main auch die bei Dinkelsbühl gezüchtete Goldorfe auf, deren Vorkommen Fraisse (1880) als häufig bezeichnet. Jäckel (1864) berichtet, die in Regnitz und Aisch zu findende Goldorfe sei aus Teichen entflohen. Zenk (1889a) belegt Nachweise des Aland im Main als sehr verstreut, mit der Einschränkung, daß er von Fischern häufig verkannt wurde. Nach Brückner (1926) war der Aland im Mainabschnitt des Coburger Landes häufig zu finden, auch in die untere Itz, Steinach und Rodach stieg er auf. Stadler (1961) dagegen schreibt, er sei im Unterfränkischen Main sehr vereinzelt zu finden, als Fundorte nennt er Weiher von Kleinrheinfeld, das Altwasser von Grafenrheinfeld (1926), und bei Lohr und, häufig, in der Saale. Terofal (1977) bezeichnet ihn als relativ häufig im Main.

6.2 Die im Rahmen der Kartierung festgestellte heutige Verbreitung

a) Main-Regnitzgebiet

Der Unterlauf der Itz trägt einen mäßigen Bestand. Im Regnitzgebiet wurden vereinzelte Populationen des Aland, die mit Ausnahme der Aurach (Erlangen) nicht auf Besatzmaßnahmen zurückzuführen sind, in der fränkischen Rezat, in der Regnitz bei Hausen und Forchheim, im Mittellauf der Pegnitz, in der Zenn, in der unteren Aurach, im Laimbach bei Frankenfeld, in der Aisch, im Unterlauf der Reichen und Rauhen Ebrach und im RMD-Kanal bei Bamberg ermittelt. Im Main selbst findet man ihn vereinzelt bei Eltmann, Schweinfurt, Randersacker und Lohr. In der Wern werden wenige Nachweise erbracht, die fränkische Saale mit Lauer trägt geringe, die untere Sinn dichte Bestände. Ein weiterer Fundort ist der Clonsbach, ein Nebengewässer der Tauber. In der Aisch bei Dietersheim und in einem Baggersee bei Marktzeulen im Hochwassereinzugsgebiet wurden ohne Besatz kleine Populationen von Goldorfen festgestellt.

b) Bayer. Elbe-Einzugsgebiet

In der sächsischen Saale und Eger mit Zuflüssen konnten keine Nachweise für ein Vorkommen des Alands erbracht werden.

6.3 Mögliche Fehlerquellen der Bestandsbeurteilung

Die Möglichkeit einer Verzerrung des heutigen und auch des früheren Bestandsbildes ist durch Verwechslungen mit anderen Cypriniden gegeben, auf die bereits Zenk (1889a) verwies.

6.4 Situation

Die Verbreitungskarte (Karte 8) weist eine dünne, nicht durch Besatz gestützte Besiedlung der Gewässer des Main Einzugsgebietes mit den Schwerpunkten Main, Regnitz und fränkische Saale auf. Hier finden sich überwiegend vereinzelte Nachweise, während die bayerischen Elbezuflüsse durch Mangel an geeigneten Biotopen keine Vorkommen aufweisen. Jedoch stellt sich auch in der Beschreibung früherer Funde eine etwas bessere, aber weitgehend ähnliche Bestandssituation dar, wobei die im 19. Jahrhundert häufigen Goldorfennachweise, die auf die im Regnitzgebiet forcierte Zucht in Teichhaltung zurückzuführen sind, mit Ausnahme der Aisch und eines Baggersees keine Bestätigung fanden. Ein Erlöschen der Alandbestände konnte in der Wiesent, im Main bei Bamberg, in der Steinach und Rodach, starke Regressionen in der fränkischen Saale und im Untermain belegt werden. Bei Betrachtung der früheren Verbreitung ist allerdings zu bedenken, daß die erbrachten Dokumente einer Zeit entstammen, in der bereits massive Struktur- und Güteveränderungen der Gewässerabschnitte, die das Biotop des Alands stellen, nämlich Mittel- und Untermain, stattgefunden hatten, so daß die Bestandssituation dieser Zeit nicht als die ursprüngliche betrachtet werden kann. Damit kann die durch Bless (1978) und Blab und Nowak (1977) angesprochene Gefährdung der Art für Nordbayern im Gegensatz zur Situation der Spezies in Südbayern (Kußmaul, 1986) bestätigt werden. Die wenigen Goldorfennachweise erklären sich mit großer Wahrscheinlichkeit aus einem "Besatz" durch Aquarianer.

6.5 Mögliche Ursachen der Gefährdung

Die Vorkommen des Aland in stark belasteten und eutrophierten Gewässern wie dem Laimbach, der Aurach, der Regnitz, der unteren Itz, dem Main bei

Friedrich / Hagen

ARTENSCHUTZKARTIERUNG BAYERN

ALAND (LEUCISCUS IDUS)

FISCHERFASSUNG

STAND: 25.06.85



Schweinfurt oder der Wern ohne Hinweise auf Erkrankungen weisen auf geringe Ansprüche des adulten Tiers an die Wasserqualität und an den Sauerstoffgehalt des Wassers hin, wie es auch Gaumert (1981) beurteilt.

Auch scheint er wenig auf Vielfalt der Gewässerarchitektur angewiesen zu sein, da er Lebensmöglichkeiten in strukturarmen Gewässern wie RMD-Kanal bei Bamberg oder im Main bei Lohr findet. Zusätzlich besitzt er geringe Laich-substratspezifität, er laicht auf Steinen und Pflanzen (Bless, 1979a), wobei allerdings auch ein gesichertes Aufkommen der Brut gewährleistet sein muß.

Die gestörte Fortpflanzung ist folglich mit großer Wahrscheinlichkeit auf die von Bless (1978) als vorwiegende Gefährdungsursache angegebene Unterbindung der Laichwanderungen durch im Main extrem ausgebauten Stauhaltungen zurückzuführen, da ein Erlöschen der Bestände in ausschließlich flussaufwärts gelegenen Gewässern wie der Rodach, Steinach, oberen Itz oder im Main oberhalb Bambergs und eine starke Abnahme der Bestandsdichte in der fränkischen Saale stattfand, also nach Abwanderung keine Wiederbesiedlung möglich war.

Eine weitere Ursache der geringen Besiedlung des Mains stellt der Mangel an für die Fortpflanzung unabdingbaren Stillwasserbereichen, also an Altwässern und Buhnenteichen, dar (Bless, 1978), da durch Stauhaltungen ein Mangel an Wasserflora, durch Eutrophierung eine Bodenverschlammung mit starker Sauerstoffzehrung sowie durch Schiffsverkehr ein erheblicher Störeffekt gegeben ist.

Das Erlöschen der Goldorfenbestände im Regnitzgebiet kann auf den völligen Schwund der Goldorfenzuchten in diesem Gebiet zurückgeführt werden.

6.6 Schutzmöglichkeiten

Eine Förderung der Alandbestände wäre mit großer Wahrscheinlichkeit durch verbesserte Möglichkeiten des Laichaufstiegs in Refugialzonen mit guten Sauerstoffbedingungen und geringer Nährstoffanreicherung durch Ausbau von Fischpässen gegeben. Weiterhin könnte die Schaffung ausgedehnter Stillwasserbereiche die Überlebensmöglichkeiten der Brut sichern.

7. Elritze

7.1 Frühere Vorkommen

Die Elritze besiedelte bereits während der Eiszeiten das gesamte mitteleuropäische Gebiet (Thienemann, 1950).

Bundschuh (1804) erwähnt Vorkommen der Elritze in der Milz. Weber (1851) nennt sie in allen Gewässern des Maingebietes, Leiblein (1853) beschreibt sie in Main und seinen Zuflüssen. Nach Rosenhauer (1858) fand man sie in der Schwabach, Wiesent und Regnitz. Siebold (1863) und Jäckel (1864) bescheinigen ihr ein sehr verbreitetes Vorkommen "in fast allen unseren Flüssen, Gräben und Bächen mit klarem Wasser." Fraisse (1880) beschreibt sie als "ab und zu im Main selbst anzutreffen", was nach Buxbaum (1893a) nicht mehr zutraf. Zenk (1889a) konstatiert, sie komme an sandigen Stellen häufig vor, übrigens in den Nebenbächen des Mains häufiger als im Maine selbst, und führt sie auf im Karbach, in der Pleichach, in der oberen Wern und der Hafenlohr (1889b). Der Oberpfälzische Kreisfischereiverein (Anon., 1893) benennt sie in der Kösseine. Herrmann (1911) führt aus, sie sei jedem Forellengewässer Oberfrankens zu eigen und nennt sie namentlich in der Wiesent und im Röthenbach. Brückner (1926) belegt sie als in allen Gewässern überaus häufig, besonders in der Itz, Lauter, Rodach und Steinach und erwähnt, sie erreiche in Teichen eine außerordentliche Größe. Nach Stadler (1961) fand man sie "in allen Tümpeln des Flachlandes, so im Quelltümpel der Halsbrech und in langsam fließenden Wiesengräben, bei Lohr im Land- und Bergwiesengraben, bei Schweinfurt im Unkenbach und Höllbach, im Afferbach bei Aschaffenburg, früher im Kaibach bei Lohr." Lelek (1976) beurteilt sie als im Main ausgestorben.

7.2 Die mit Hilfe der Kartierung ermittelte heutige Verbreitung

a) Main-Regnitz-Gebiet

Die Elritze tritt im Oberlauf des Weißen Main bei und unterhalb Bad Bernecks und in der Ülschnitz vereinzelt, im Unterlauf oberhalb Kulmbachs häufig auf. Im Roten Main ist sie oberhalb Bayreuths vereinzelt, im Unterlauf ab Bayreuth häufig zu finden. In der Rodach bei Nordhalben wurde nach dem Fischsterben 1981 und nachfolgender allmählicher Besserung der Wassergüte durch den Bau der Kläranlage Nordhalben im Herbst 1983 ein Besatz mit Elritzen vorgenommen, die nun vereinzelt zu beobachten sind. Bei Neuses sind die früher reichen Bestände seit 1975 verschwunden. In der unteren Wilden Rodach

und in der Kronach bei Friesen bestehen dichte Populationen, die Kronach in Kronach, die vorwiegend Jungtiere birgt, und bei Steinberg ermöglicht ein nur geringes Aufkommen. Im Vor- und Hauptstau des Wasserspeichers Mauthaus, in dem Barsche die Elritzenbestände stark dezimieren, in der Kremnitz und in der unteren Grümpel bei Effelter werden häufige Vorkommen festgestellt. In der Itz bei Coburg werden vereinzelte Nachweise erbracht, ebenso in einem Baggerloch an der Baunach. In der Tauber ist die Elritze häufig anzutreffen. Die Zenn, obere Aisch mit Tief und Ehe, Mittlere und der Oberlauf der Rauhen Ebrach mit Zuflüssen und die Aurach (Bamberg) bergen vereinzelte Bestände. Die kleine Population der Bibert entstand durch Einwanderung aus umliegenden Weihern. Der Aisch-Ursprungsgraben, die untere Püttlach, Fichtenöhe und die obere Wiesent zeigen häufige Vorkommen. In der unteren Wiesent, in der die Art bisher vereinzelt auftrat, erfährt sie eine Zunahme. In der Wern bei Stetten besteht nur ein geringes Aufkommen. Im Oberlauf der fränkischen Saale bis Saal und insbesondere in kleinen Nebenbächen werden dichte Bestände nachgewiesen, ab Hallstadt sind nur vereinzelte Vorkommen bekannt. Auch in der Milz, in der sie früher häufig zu beobachten war, tritt sie selten auf. Die Streu bei Mellrichstadt und Thulba weisen sie vereinzelt, Brend und Schondra häufig auf. Die Lauer bei Münnerstadt und die Wannig sind dünn durch die Elritze besiedelt. Vereinzelte Vorkommen bestehen weiter in der unteren Sinn, während die Elritzenbestände der Hafenlohr seit 1975 sowie des Mains bei Lohr erloschen sind.

b) Bayerisches Elbegebiet

Im Oberlauf der sächsischen Saale wird die Elritze häufig, unterhalb Seulbitz vereinzelt beobachtet. In der Pulschnitz ist der Bestand seit dem Fischsterben 1982 ohne Wiederbesiedlung erloschen. Den Zinnbach und die südliche Regnitz, ebenso die Selbitz bewohnen dichte Populationen. In der Rösclau, in den Zulaufgräben des Grimmsteich in Selb, wo sie vor Begradigung in großer Anzahl auftrat, wird sie als vereinzelt vorkommend gemeldet, im Ödweißenbach bei Marktreuditz ist der früher dichte Bestand erloschen.

7.3 Mögliche Fehlerquellen der Bestandsbeurteilung

Die Dokumente früherer Vorkommen zeigen infolge geringen fischereilichen Interesses an der Art ein unvollständiges Bild der ursprünglichen Bestandssituation. In

dieser Kartierung sind die Gewässer III. Ordnung bzw. Gräben und kleinste Bäche, die die bevorzugten Biotope der Elritze darstellen, verhältnismäßig unterrepräsentiert. Auch mangelnde Erfassung in den Unterlagen der Elektrofischerei aufgrund geringer wirtschaftlicher Bedeutung ist als situationsverfälschender Faktor zu nennen. Andererseits werden häufige Nachweise dieses tagaktiven Oberflächenfisches durch Sicht erbracht.

7.4 Situation

Das graphische Bild der Vorkommen (Karte 9) weist eine gleichmäßige räumliche Verteilung in Nordbayern auf. Allerdings bestehen häufig isolierte Bestände in den Oberläufen der Gewässer mit geringer Individuendichte. Die große Anzahl der Gewässer, in denen trotz Unvollständigkeit der früheren Nachweise ein Erlöschen der Populationen sicher belegt ist, nämlich in der Schwabach (Erlangen), Regnitz, im Main, in der Pleichach, Hafenlohr, in der Steinach, Rodach (Kronach), Kösseine und im Ödweißenbach, veranschaulicht nachdrücklich das Fortschreiten der durch die Rote Liste bedrohter Tiere in Bayern (Asen u.a, 1983), Blab und Nowak (1977) und Bless (1978) festgestellten Bestandsregressionen.

7.5 Mögliche Ursachen der Gefährdung

Die von Bless (1978) und Gaumert (1981) erstellte Vermutung einer Gefährdung durch zu intensive fischereiliche Bewirtschaftung konnte innerhalb der Kartierung nicht erhärtet werden, da häufige Vorkommen auch in Gewässern festgestellt werden, die zusätzlich zu starkem Bachforellenbesatz auch große Äschen-, teilweise sogar Ruttenpopulationen aufweisen, nämlich Weißer Main, Roter Main, Wilde Rodach, Grümpel, Kronach, Kremnitz, Pegnitz, Püttlach, Wiesent, Schondra, Streu und sächsische Saale, während die Elritze aus dem extensiv bewirtschafteten, natürlich strukturierten und mit ausgezeichneten Gewässergüte ausgestatteten Ödweißenbach aus ungeklärter Ursache verschwand. Es ist anzunehmen, daß bei Entstehung eines zu hohen Fraßdruckes durch intraspezifische, sich in Kannibalisierung offenbarende Konkurrenz der Bachforelle (Muus, Dahlström, 1981) keine selektive starke Reduzierung anderer Spezies stattfindet.

Allerdings wurde in der extremen Form der Bewirtschaftung, nämlich in Forellenaufzuchtbachen, ein Fehlen von Elritzenvorkommen sowie auch anderer Kleinfischarten bemerkt. In der Mauthaustalsperre dagegen wurde eine Reduzierung der Populationsdichte durch Barsche angegeben.

Kofner / Engel

ARTENSCHUTZKARTIERUNG BAYERN

ELRITZE (P. PHOXINUS)

FISCHERFASSUNG

STAND: 25.06.85

ERFASSUNGSJAHR

† Fundort erloschen (Megath-Nachweise)

● ab 1976

● 1966-1975

⊗ 1946-1965

○ 1901-1945

○ ERFASSTE FUNDORTE



Ein Nachweis der von Gaumert (1981) genannten Beeinträchtigung der Elritzenbestände durch ausbaubedingte Substrat- und Biotopveränderungen konnte im Zulaufgraben des Grimmsteichs nach Begradigung erbracht werden, auch weisen die starke Isolation kleiner Bestände in den Oberläufen der Pegnitz, Aisch oder sächsischen Saale sowie das Fehlen einer Wiederbesiedlung nach Fischsterben wie in der Rodach bei Nordhalben, Pulschnitz oder im Üdweißenbach auf gestörte Bewegungsfähigkeit der naturgemäß Laichwanderungen ausführenden Populationen hin. Die Wanderungen werden durch Stauhaltungen und zu große Strömungsgeschwindigkeit in begradigten Abschnitten (Bless, 1981), aber auch durch gewässergütebedingte Schranken behindert und damit kann der durch Abdriftung oder lokale Fischsterben bedingte Schwund der Bestände nicht ausgeglichen werden.

Hinzu kommt das Bedürfnis nach geeignetem Laichsubstrat bzw. ökologischen Nischen für die Brut, während für das adulte Tier als schwarmlebendem Oberflächenfisch Versteckungsmöglichkeiten keine ökologische Notwendigkeit darstellen (Muus, Dahlström, 1981).

Obgleich die adulte Elritze nur mäßige Ansprüche an den Sauerstoffgehalt des Wassers stellt, wie die Vorkommen in einem stehenden Brachsengewässer an der Baunach, in der Wern oder in der Mittleren Ebrach beweisen, scheint organische oder anorganische Verunreinigung ein bedeutender Gefährdungsfaktor zu sein, der vor allem eine Störung der Fortpflanzung hervorruft. So weisen die Gewässer, in denen ein Erlöschen der Populationen belegt ist, mit Ausnahme des Üdweißenbachs, der Rodach und Hafenlohr eine niedrige Gewässergüte auf. Ebenso bilden der Kläranlagenauslauf Regnitzlosau an der südlichen Regnitz oder die Kläranlage Nordhalben, die in die Rodach einfließt, schroffe Populationsschranken. Auch die abnehmende Bestandsentwicklung in der Milz könnte auf mangelnde Abwasser-sanierung des Gewässers zurückzuführen sein, während Gewässer mit individuenreichen oder, wie in der Wiesent, zunehmenden Populationen ausnahmslos eine gute Wasserqualität besitzen.

Ein weiterer bestandsreduzierender Faktor ist in der Gewässerversauerung zu sehen, denn in der Nordhalbener Ködel und in der Hafenlohr ist ein Erlöschen der Bestände durch Senkung des pH-Wertes anzunehmen, aber auch in anderen versauerten Gewässeroberläufen liegt ein vollständiger Mangel an Kleinfischarten vor.

Ein Beweis für die Schädigung der Elritzerbestände durch regelmäßige E-Abfischungen, wie Lelek (1980) annimmt, konnte infolge fehlender Vergleichsmöglichkeiten nicht erbracht werden. Zu erwähnen wäre weiterhin die von Schmid (1978) geschilderte Reduktion der Elritzenbestände durch Einsatz von Aalen, der in den betroffenen Gewässern häufig geübt wird (Piwernetz, 1981).

7.6 Schutzmöglichkeiten

Außer weiterer Verbesserung der Gewässergüte sollten die Möglichkeiten der Fortpflanzung und eines Populationsaustausches durch Milderung der Höhenunterschiede in Stauhaltungen und Sohlabstürzen sowie durch strukturreichere Gestaltung der Gewässer gewährleistet werden (Elster u.a., 1973). Zusätzlich wäre auf die Vermeidung zu starken Salmonidenbesatzes hinzuweisen.

8. Moderlieschen

8.1 Frühere Vorkommen

Nach Thienemann (1950) ist das Moderlieschen ein postglazialer Einwanderer aus Süd- und Nordosten, der in Süddeutschland als fehlend gemeldet ist.

Die Verbreitung des Moderlieschens im Maingebiet findet in der früheren Literatur keine Erwähnung. Die geringe Aufmerksamkeit, die ihm in der Vergangenheit zuteil wurde, beschreibt Siebold (1863) "... auf den man erst in jüngerer Zeit aufmerksam geworden ist.... und bis jetzt vielleicht übersehen hat" und führt einige Fundorte in Ostpreußen und bei Braunschweig an; gleichzeitig stellt er fest, es sei in Mittel- und Westeuropa ebenfalls zu finden. Leydig (1902) berichtet, *Leucaspis delineatus* sei weder im Main, noch in den anderen fränkischen Gewässern bemerkt worden. Unverfähr (1961) und Klausewitz (1977a) schreiben, es sei im Main selbst nicht zu finden, Stadler (1961) belegt ein Massenvorkommen in den Freigerichtsseen nördlich Kahl in den 50er Jahren unseres Jahrhunderts. Lelek (1976) bezeichnet es als im Maingebiet autochthon und rezent.

8.2 Die anhand der Kartierung festgestellte heutige Verbreitung

a) Main-Regnitz-Gebiet

Im Roten Main findet man das Moderlieschen vereinzelt. Ein häufiges Vorkommen ist im Unterlauf der Rodach bei Marktzeuln und im Unterlauf der Itz belegt,

in einem Baggerloch an der Baunach besteht eine kleine Population. Durch Besatz findet man dichte Bestände in Teichen an der schwäbischen Rezat und fränkischen Rezat. Die fränkische Rezat bei Wasserzell, die Schwabach im Mündungsbereich (Erlangen), die Bibert, die gesamte Aisch mit dem Schwebheimer Graben, die Mittlere und Reiche Ebrach bei Schlüsselau mit dem Umlaufgraben der Ebracher Teiche, die Aurach (Bamberg) und die Regnitz bis Forchheim sowie der alte Ludwig-Donau-Main-Kanal weisen reiche Bestände auf, die Pegnitz oberhalb Nürnbergs birgt vereinzelte Populationen, in der gesamten Rauhen Ebrach mit Schrapbach und der Reichen Ebrach bei Frensdorf wurde durch Besatz aus Nachzuchtteichen ein schwacher Bestand aufgebaut. Im Bereich Gaustadt tritt das Moderlieschen vereinzelt an Bachzuläufen und in den Flachwasserbereichen der Baggerseen auf. Einen bedeutenden Schwerpunkt in der Verbreitung der Art stellt das fränkische Weihergebiet zwischen Reicher Ebrach und Aurach (Erlangen) dar, denn beim herbstlichen Ablassen der Teiche bzw. in den Zulaufgräben werden jährlich in nahezu allen Teichen dichte Populationen ermittelt. Auch in den Zulaufgräben des Main bei Bischberg werden vereinzelte Vorkommen nachgewiesen. In einigen Teichen bei Obervolkach ist das Moderlieschen häufig zu finden. Ein schwacher Bestand entstand in einem Baggersee an der Wern durch Besatzmaßnahmen, auch für die fränkische Saale von Hausen bis Aura werden vereinzelte Nachweise erbracht.

b) Bayerisches Elbegebiet

Große Moderlieschenbestände bewohnen die sächsische Saale oberhalb Hofs, den Schollenteich (Hof), den Weißenstädter See und den Faisnitzstausee. Im Steinfurthteich und Markgrafenteich bei Selb bildete ein Besatz 1982 die Grundlage der großen Populationen. Häufig ist es ebenfalls im Creußener Weiher und im Kissler- und Sinterweiher in Kirchenthumbach, vereinzelt im Stadtweiher in Kemnath zu finden.

Vergleiche der heutigen mit früheren Vorkommen können aufgrund mangelnder Literaturnachweise nicht angestellt werden.

8.3 Mögliche Fehlerquellen der Bestandsbeurteilung

Mögliche Lücken der Erfassung liegen in der Unzugänglichkeit eines Teils seiner Wohngewässer begründet, nämlich Gräben und kleinster Tümpel, aber auch in seiner fischereilichen und wirtschaftlichen Bedeutungslosigkeit. So wurden erste Dokumente über Vorkommen der Spezies erst in jüngerer Zeit verfaßt.

8.4 Situation

Die graphische Darstellung (Karte 10) zeigt eine schwerpunktmäßige Verbreitung der Art in den teichwirtschaftlich intensiv genutzten Weihergebieten Mittelfrankens und der Oberpfalz mit tributären Fließgewässern. Sonstige Vorkommen treten sehr vereinzelt auf. Damit ist gegenwärtig eine Gefährdung der Art im mittelfränkischen Raum auszuschließen, jedoch verdeutlicht die ansonsten sehr unregelmäßige und geringe Nachweisfrequenz das Bestehen isolierter Populationen, wodurch die Bestandsituation ein sehr labiles Gleichgewicht erhält. So ist die Einschätzung einer Gefährdung nach der Roten Liste bedrohter Tiere in Bayern (Asen u.a., 1983) und der BRD (Blab, Nowak, 1977) und durch Bless (1978) für Nordbayern mit Ausnahme eines ausgedehnten Refugialbereichs zu bekräftigen. Ein Vergleich mit früheren Vorkommen ist aufgrund fehlender früherer Nachweise aus der Literatur nicht möglich, allerdings ist darauf hinzuweisen, daß sich das Moderlieschen mit großer Wahrscheinlichkeit besonders im mittelfränkischen Raum, der einer verhältnismäßig genauen Beobachtung durch wissenschaftlich geschulte Bericht-erstatte r wie Rosenhauer (1858), Siebold (1863) oder Kuhn (1947) unterlag, erst in jüngerer Zeit durch Intensivierung der Teichwirtschaft in bestehendem Maße ausbreiten konnte, also eine zunehmende Bestandsentwicklung aufweist.

8.5 Mögliche Ursachen der Gefährdung

Ursachen einer Gefährdung sind nach Bless (1978) und Gaumert (1981) in der Vernichtung der artspezifischen Biotope zu finden, besonders in der Reduzierung von Wasserpflanzenbeständen. Da ein Populationsschwund im Rahmen der Kartierung nicht festgestellt werden konnte, vermag diese Beurteilung hier keine kausale Erhärtung zu erfahren, jedoch weisen die Gewässer, in denen Vorkommen belegt sind, verhältnismäßig geringe Schädigungen durch Flußverbau auf, wohingegen im Main selbst oder im RMD-Kanal, die extreme Formen der Denaturierung aufweisen, im Gegensatz zur Regnitz keine Bestände zu finden sind.

Die Erscheinung der zwischenartlichen Konkurrenz, die sich in den Karpfenteichwirtschaften vor allem in erhöhtem Fraßdruck manifestiert, scheint das Aufkommen des Moderlieschens infolge Aufnahme pflanzlicher Stoffe (Muus, Dahlström, 1981) nur gering zu beeinträchtigen, da auch in sehr intensiv genutzten Teichwirtschaften Populationen auftreten. Hierbei bilden die die Teiche speisenden Gewässer einen bedeutenden Regenerationsraum, in den die Tiere aufgrund ihrer geringen

Mischler / Blagel

ARTENSCHUTZKARTIERUNG BAYERN MODERLIESCHEN(LEUCASPIUS DELINEATUS) FISCHERFASSUNG

STAND: 25.06.85



Größe durch das herbstliche Ablassen der Weiher gelangen (Geldhauser, pers. Mitt.). Eutrophierung und organische Verunreinigung mit Sauerstoffmangel bedeuten für die Art entsprechend den Merkmalen ihrer Wohngewässer keine Gefährdung.

8.6 Schutzmöglichkeiten

Um ein Aufkommen der Art in unseren Gewässern zu gewährleisten, sind die Biotopansprüche der Art durch Schaffung pflanzenreicher Stillwasserzonen zu berücksichtigen. Zu erwähnen ist die Möglichkeit einer unbeabsichtigten weiteren Verbreitung durch Karpfenbesatz oder durch Verwendung als Köderfisch.

9. Schneider

9.1 Frühere Vorkommen

Der Schneider drang nach dem Zurückweichen der Vereisungen in die nordbayerischen Gewässer durch Einwanderung aus dem Osten ein (Thienemann, 1950).

Leiblein (1853) beschreibt das Vorkommen des Schneiders im Main und seinen Zuflüssen. Rosenhauer (1858) führt ihn als in der Regnitz sehr häufig, in der Schwabach, Pegnitz, im Seebach und in der Wiesent an. Zenk (1889a) berichtet: "Häufiger als im Main findet sich die Schußlaube in dessen klaren Nebenbächen, namentlich den schneller fließenden Forellenbächen, der Schondra, Thulba, Hafenlohr, Haßloch und Elsave sowie (1889b) in Milz, Streu und Brend. Nach Buxbaum (1893a) war sie wenige Jahre später aus dem unterfränkischen Main verschwunden. Für den Coburger Raum schildert Brückner (1926): "...In den letzten Jahren eine sehr beträchtliche Abnahme des Schneiders festzustellen...."; in der Itz bei Coburg belegt er große Mengen. Kuhn (1947) nennt ihn auch in Pegnitz und Wiesent. Unverfähr (1961) schreibt: "...erst Ende Juni konnten im Strudel des Turbinenhinterwassers einige Schneider gefangen werden.... Mit zunehmender Klärung und Kühle des Wassers fanden sich im Oktober die Schneider wieder ein. In früheren Jahren wurden bedeutend mehr dieser Tiere gefangen." Stadler (1961) gibt an, er sei in Sinn, Saale, Wern und im Main nur in reißender Strömung zu finden, so z.B. unter der Lohrer Brücke. Nach Lelak (1976) ist der Schneider im Main sowie in den Nebenflüssen nicht mehr rezent.

9.2 Die mit Hilfe der Kartierung ermittelte heutige Verbreitung

a) Main-Regnitzgebiet

Im vereinigten Main bei Kulmbach und im Unterlauf der Rodach bestehen große Bestände des Schneiders, vereinzelte Vorkommen sind in den Baggerseen entlang der obersten Mainstrecke wie im Waldsee bei Lichtenfels, im Ried- und Mittelsee bei Staffelstein und in einem Baggersee bei Marktzeulen belegt. Im Regnitzgebiet sind schwache Populationen in der fränkischen Rezat bei Spalt, in der Rednitz, im Unterlauf der Pegnitz, in der gesamten Regnitz, aber auch im RMD-Kanal sowie im Hollergraben bei Bamberg, in der unteren Schwabach (Erlangen), im Mündungsbereich der Aurach (Erlangen) und im gesamten Unterlauf der Aisch mit dem Schwebheimer Graben zu finden, während die untere Reiche Ebrach, die Rauhe Ebrach mit dem Mühlenbach und ein Baggersee bei Bamberg ein gutes Aufkommen ermöglichen. Im Clonsbach, einem Zufluß der Tauber tritt sie vereinzelt auf. Im Main wird der Schneider vereinzelt bei Eltmann, Erlabrunn, Retzstadt, in der Staustufe Oberrau, bei Niedernberg und bei Kleinostheim, häufig bei Randersacker, Markttheidenfeld und Trennfeld nachgewiesen, wohingegen die früher dichten Populationen bei Haßfurt und Lohr nicht mehr festgestellt werden können. Infolge Besatzmaßnahmen entstand in einem Teich an der Wern ein dichter, in einem Baggersee bei Großwallstadt ein geringer Schneiderbestand. In einem Baggersee bei Veitshöchheim kommt er häufig vor. Ein einzelnes Auftreten zeigt die Art in der Wern bei Stetten, in der gesamten fränkischen Saale mit Ausnahme einer dichten Population bei Hausen, wobei bei Elfershausen ein Besatz vorgenommen wurde, sowie in der Thulba und im Unterlauf der Sinn. In der Gersprenz werden häufige Vorkommen beobachtet.

b) Bayerisches Elbegebiet

In der sächsischen Saale und Eger mit ihren Zuflüssen findet der Schneider keinen geeigneten Lebensraum.

9.3 Mögliche Fehlerquellen der Bestandsbeurteilung

Es besteht die Möglichkeit einer Verwechslung mit der teilweise im lokalen unterfränkischen Sprachgebrauch als "Schneider" bezeichneten Laube. Hinzu tritt eine zunehmende Unvollständigkeit früherer Dokumente aufgrund mangelnder fischereilicher Bedeutung.

9.4 Situation

In den bayerischen Elbezuflüssen infolge des Mangels an geeigneten Biotopen fehlend, zeigt die Art eine gleichmäßige Verteilung der Bestände entlang des Mains und der Regnitz mit einigen Zuflüssen (Karte 11). Auffallend ist jedoch, daß die Populationsdichte im Gegensatz zu Berichten von ursprünglichen Vorkommen meist sehr gering ist. Die große Zahl der Gewässer, in denen ein Erlöschen des Bestandes als gesichert gilt, nämlich Itz bei Coburg, Wiesent, Milz, Streu, Brend, Schondra, Hafenlohr, Elsave und Main bei Haßfurt und Lohr, verdeutlicht ebenso die bedeutende Regression in unseren Gewässern, die mit größtem Nachdruck von Bless (1978), aber auch von Blab und Nowak (1977) und durch die Rote Liste bedrohter Tiere in Bayern (Asen u.a., 1983) ausgesprochen wurde.

9.5 Mögliche Ursachen der Gefährdung

Es fällt auf, daß die Gewässer mit vollständigem Bestandsschwund eine überwiegend gute Wasserqualität, aber auch natürliche Gewässerarchitektur aufweisen, also verhältnismäßig geringen Veränderungen ausgesetzt waren. Somit liegt die Folgerung nahe, die Ursache der Regression könnte in mangelnder Zugänglichkeit der betroffenen Gewässer aus übergeordneten Gewässerabschnitten und damit in fehlender Regenerationsmöglichkeit der isolierten, durch Drift oder lokale Fischsterben ausgedünnten Bestände zu finden sein, wohingegen die Elsave, die eine direkte Verbindung mit dem Hauptvorfluter Main besitzt, trotz schlechter Wasserqualität im Unterlauf einen Bestand aufweist. Auslösender Faktor einer Artbedrohung scheint also außer der von Terofal (1977) angeführten Gewässerverunreinigung auch ein durch Stauhaltungen bedingter Mangel an Aufstiegsmöglichkeiten innerhalb des Gewässersystems zu sein, da andersgeartete Migrationsbehinderungen in den genannten Gewässern auszuschließen sind.

Jedoch ist auch innerhalb des Verbreitungsraumes ein deutlicher quantitativer Rückgang der Populationen zu bemerken. Da das adulte Tier aufgrund seiner Lebensweise nur geringe Ansprüche an die Diversität der Gewässerstrukturen und, wie es das Vorkommen im Main und Regnitz zeigt, an die Wassergüte stellt, dürfte der Individuenrückgang außer in Veränderung der fließeigenschaften in einer Störung der Fortpflanzung begründet sein, an der gleichermaßen die Abschwemmung von Kiesbänken durch Erhöhung der Strömungsgeschwindigkeit in begradigten Abschnitten, die Vernichtung von Flachwasserbereichen durch Stauhaltungen und

Flaucher / Hagen

ARTENSCHUTZKARTIERUNG BAYERN SCHNEIDER(ALBURNUS BIPUNCTATUS) FISCHERFASSUNG

STAND: 25.06.85



die Verschlammung des Gewässergrundes durch die fortgeschrittene Eutrophierung in Main und Regnitz beteiligt sind. Ein Ausweichen in geeignete Laichgebiete wird dabei durch antropogene Schranken behindert. So finden sich die dichtesten Bestände des Mains im wenig verbauten und gering mit Nährstoffen angereicherten Anfangsteil des Flusses, wohingegen in extrem ausgebauten Stauabschnitten mit verlandeten Buhnenbereichen und Altwässern wie bei Haßfurt oder Lehr ein Erlöschen der Populationen belegt ist.

9.6 Schutzmöglichkeiten

Um die Erhaltung der Schneiderbestände zu sichern, müßte der Zugang zu geeigneten Laichgebieten durch Verbesserung der Migrationsmöglichkeiten mit Hilfe von funktionellen Fischpässen gewährleistet sein, aber auch die Schaffung von Flachwasserzonen sowie der Abbau der Verschlammung durch Einschränkung der anorganischen Nährstoffzufuhr (Phosphate und Nitrate) sind unbedingte Voraussetzung einer Regeneration.

10. Zährte

10.1 Frühere Vorkommen

Die Zährte war ursprünglich im Main Einzugsgebiet nicht zu finden. Zenk (1889a) schreibt: "sie scheint im Maingebiet ganz zu fehlen, dagegen ist sie nicht selten in der Weser und steigt von an in die Fulda und Ulster, mitunter bis in die Quellseitenläufe, welche z.T. in der nordwestlichsten Ecke Unterfrankens entspringen". Nach Bauch (1858) stieg die Zährte in die sächsische Saale lediglich bis Jena auf, auch Herrmann (1911) erwähnt sie in keinem der Elbezuflüsse Oberfrankens.

10.2 Die anhand der Kartierung festgestellte heutige Verbreitung

a) Main-Regnitzgebiet

Die Vorkommen der Zährte in Nordbayern begrenzen sich auf den Main, den Unterlauf der Itz und die fränkische Saale, in der sie ohne Besatz vereinzelt im Oberlauf, häufig in der Milz zu finden ist. Im Main zeigt sie Nachweisschwerpunkte bei Würzburg und bei Kleinwallstadt bis Aschaffenburg, tritt jedoch nach Aussage des Fischereifachberaters von Unterfranken (Wondrak, pers. Mitt.) im gesamten Verlauf des unterfränkischen Main und der fränkischen Saale auf.

b) Bayerisches Elbegebiet

Im Saale- und Egereinzugsgebiet wurde die Art nicht nachgewiesen.

10.3 Situation

Aufgrund fehlender Besatzmaßnahmen ist anzunehmen, daß sich die Zährte im Maingebiet entweder durch Zuwanderung aus dem Rhein, was infolge verstärkter Behinderung des Aufstiegs in unserem Jahrhundert unwahrscheinlich erscheint, oder durch zufälliges Aussetzen ansiedeln konnte. Die Verbreitung der Art (Karte 12) besitzt eine geringe Dichte, die auf eine sehr schwache Ausbreitungstendenz schließen läßt, umfaßt jedoch eine bedeutende Fläche. Da es jedoch aufgrund mangelnder Information über frühere Vorkommen an Beurteilungsmöglichkeiten der gegenwärtigen Bestandsentwicklung mangelt, kann keine Aussage über eine Gefährdung oder weitere Ausbreitung der Art in Nordbayern getroffen werden.

10.4 Mögliche Ursachen einer Gefährdung

Die geringe Größe der auftretenden Populationen weist auf eine Störung der Fortpflanzung hin, die möglicherweise durch den von Bless (1978) genannten Mangel an geeigneten Laichplätzen oder die von Gaumert (1981) angesprochene Gewässerverunreinigung und den dadurch hervorgerufenen Sauerstoffmangel bedingt ist. Die geringe Zahl früherer Nachweise läßt allerdings auch auf fehlende Akklimatisation an die Wohngewässer schließen.

10.5 Schutzmöglichkeiten

Eine Steigerung der Bestandsdichte könnte durch die bereits bei der Besprechung des Schneiders genannten Maßnahmen erreicht werden.

11. Nase

11.1 Frühere Vorkommen

Die Nase besetzte die nordbayerischen Gewässer postglazial durch Einwanderung aus östlichen eisfreien Zonen (Thienemann, 1950).

Fischer / Siegel

ARTENSCHUTZKARTIERUNG BAYERN

ZAEHRTE (VIMBA VIMBA)

FISCHERFASSUNG

STAND: 25.06.85



Weber (1851) benennt sie in allen größeren Flüssen der Mainregion, im Main selbst, im Roten Main, in der Rodach, Saale, Tauber, Rezat, Rednitz und Regnitz. Leiblein (1853) bezeichnet sie als häufig im Main. Auch Rosenhauer (1858) schildert sie als sehr häufig in den Flübchen Mittelfrankens, in Pegnitz, Rednitz, Aurach, Regnitz, selten in der Wiesent. Nach Jäckel (1864) fand sie sich "im Main und verschiedenen Zuflüssen desselben, besonders in Sinn und Saale.... in Pegnitz, Rednitz, Regnitz." Zenk (1889a) beschreibt die Nase als: "sehr verbreitet, in Horden zusammenlebend und zu der in März, April, Mai fallenden Laichzeit aus dem Maine massenweise zum Laichen in die einmündenden, schnellfließenden Bäche mit kiesigem Boden einziehend...", besonders in Volkach, Erf, Mömling, in die untere Itz, Wern, obere Saale, in den Unterlauf der Sinn, der Lohr, Hafenlohr und Haßloch. Der Mittel- und Untermain stellte als klassische Barbenregion den idealen Lebensraum der Nase dar, jedoch schrieb bereits Buxbaum (1893a): "Weißfische (*Chondrostoma nasus*) waren diesmal seltener als in den Vorjahren, auch blieben die Fische weg, wenn das Mainwasser verunreinigt war durch die Fabrikabwässer." Für das Coburger Gebiet gibt Brückner (1926) an, sie sei im Main häufig, auch in Kreck, Rodach, in der Itz bis Coburg und Steinach. Stadler (1961) berichtet, sie sei bis in die 20er Jahre in Massen gefangen, wobei er ausführlich den jährlichen Laichzug der Nasen in riesigen Schwärmen im sogenannten Speierritt bei Gemünden schildert. Unverfähr dagegen (1961) stellt fest, die Bestände nähmen mit fortschreitender Verbauung des Mains ab. Lelek (1976) gibt die Nase als im Main stark regressiv an. Nach Pleyer (1981a) gehörte die Nase auch der ursprünglichen Fischfauna der Aisch an.

11.2 Die anhand der Kartierung festgestellte heutige Verbreitung

a) Main-Regnitzgebiet

Die Nase zeigt im Unterlauf des Weißen Main ein gutes, im Roten Main bei Bayreuth ein mäßiges Aufkommen, der vereinigte Main weist bei Kemnath, bei Hallstadt, wo ein starker Rückgang durch Verlandung von Laichschonplätzen und Flußverbau erfolgt, und bei Bischberg vereinzelte Vorkommen auf. Im Unterlauf der Rodach ab Kronach wird die bei Neuses bis 1980 noch häufig auftretende Nase vereinzelt nachgewiesen. In der unteren Rodach (Coburg) und in der Kronach bei Seßlach findet man große Bestände. Die Regnitz, deren Barbenbestände zugunsten von Rotaugen und Brachsen einen ständigen Rückgang erfahren, und der RMD-Kanal

bei Bamberg sowie die untere Zenn, der Oberlauf der Aisch und die untere Raue Ebrach beherbergen individuenarme, die gesamte Rednitz und der Unterlauf der Aisch dagegen große Populationen.

In der Aurach (Erlangen) wurde ein Besatz mit Nasen durchgeführt, jedoch konnte bei Elektroabfischungen kein Individuum festgestellt werden. Vereinzelt Vorkommen werden im Main bei Eltmann, Schweinfurt, Sulzfeld, Ochsenfurt, Randersacker, Erlabrunn, Trennfeld, Kleinwallstadt, Niedernberg und Aschaffenburg ermittelt. Im Dettelbach, im Mittellauf der fränkischen Saale, im Unterlauf der Milz und der Sinn bestehen schwache Populationen, den Unterlauf der fränkischen Saale und der Thulba bewohnen größere Bestände.

b) Bayerisches Elbegebiet

In der sächsischen Saale oberhalb Hofs wird die Nase vereinzelt, im Löstenbach (Hof) häufig beobachtet, die Bestände der Eger unterhalb Weißenstadt erfahren ein geringes Aufkommen.

11.3 Mögliche Fehlerquellen der Bestandsbeurteilung

Die Möglichkeit von Erfassungslücken entspringt der fehlenden namentlichen Auflistung in den der Kartierung zugrunde liegenden Erhebungsbögen, die jedoch nicht die durch Auswertung der Ergebnisse von Elektroabfischungen gewonnenen Daten umfaßt, so daß dennoch ein repräsentativer Überblick über die Verbreitung möglich ist.

11.4 Situation

Die graphische Darstellung (Karte 13) zeigt eine ausgeglichene Verbreitung in den größeren Flüssen des erfaßten Raumes. Allerdings beweisen die sicher belegte außerordentliche Minderung der Bestandsdichten in Main, Regnitz und fränkische Saale sowie die beträchtliche Zahl von heute nicht mehr nachweisbaren früheren Vorkommen in der fränkischen Rezat, Pegnitz, Aurach (Erlangen), Volkach, Wern, Lohr, Hafenlohr, Erf, in der Mömling, in der unteren Itz und Steinach die bedeutende Bedrohung der Art, die von den Roten Listen bedrohter Tiere in Bayern (Asen u.a., 1983) und der BRD (Blab, Nowak, 1977) und mit größerem Nachdruck von Bless (1978) ausgesprochen wird.

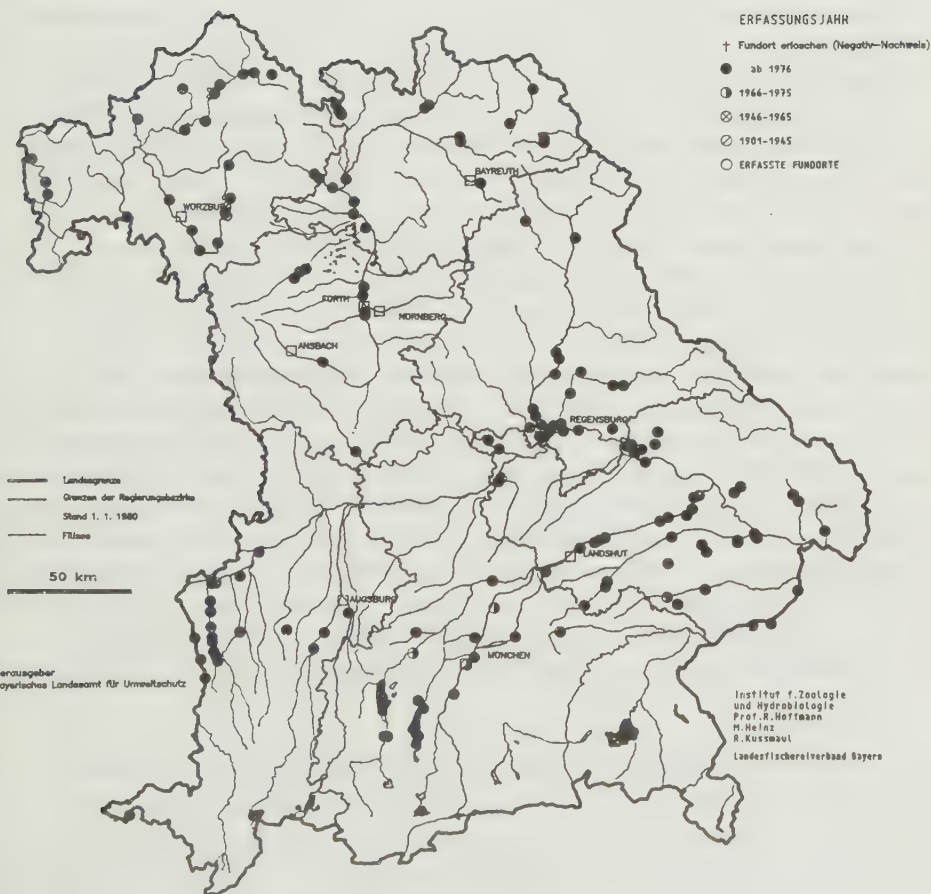
Flußkilometer / Fläße

ARTENSCHUTZKARTIERUNG BAYERN

NASE(CHONDROSTOMA NASUS)

FISCHERFASSUNG

STAND: 25.06.85



11.5 Mögliche Ursachen der Gefährdung

Das Auftreten in Main, Regnitz und RMD-Kanal läßt geringe Ansprüche des adulten Tieres an die Wasserqualität und die Diversität der Gewässerstrukturen erkennen. Allerdings enthält die Liste der Gewässer mit erloschenen Beständen bzw. mit deutlichem Individuenrückgang einen großen Anteil von Flüssen, die zusätzlich zu schlechter Wassergüte eine hohe Nährstoffanreicherung besitzen, nämlich fränkische Rezat, Regnitz, untere Itz, Volkach, Wern, Erf und Mömling sowie der Main selbst. Hier verhindert Verschlammung der Laichplätze infolge Überschießens des Algenwachstums das Brutaufkommen. Die weniger eutrophierte Rednitz erfuhr durch Verbesserung der Wasserqualität in den letzten Jahren deutliche Bestandszunahmen, wobei zu bemerken ist, daß der nährstoffarme Gewässergrund der mittelfränkischen Flüsse einen schnellen Abbau von Schlammbanken begünstigt (Pivernetz, 1985, pers. Mitt.), während die Regnitz bei gleicher Wassergüte, jedoch stärkerer Anreicherung mit Nährstoffen nur schwache Bestände aufweist. Auch die zwar organisch verunreinigten, jedoch gering eutrophierten Rodach (Coburg), Kreck oder die mittlere Aisch ermöglichen ein gutes Aufkommen der Nase mit ungestörter Fortpflanzung.

Jedoch ist gewässerbaulichen Maßnahmen, insbesondere den Stauhaltungen, die von Bless (1978) und Gaumert (1981) als wichtigste Gefährdungsursache angesehen werden, durch Behinderung der arteigenen Migrationen (Bless, 1979a) und Abschwemmung bzw. Tieferlegung geeigneter Laichplätze keine geringere Bedeutung beizumessen, zumal durch Eutrophierung und organische Verschmutzung bereits ein bedeutender Teil des lokalen Regenerationsvermögens entzogen wurde. So stellte bereits Buxbaum (1893a) nach der Durchführung erster gewässerbaulicher Maßnahmen im Main einen Bestandsschwund fest, der nach der zweiten Phase des Mainausbaus zur Großschiffahrtsstraße in den 30er Jahren dieses Jahrhunderts unübersehbar fortschritt (Unverfähr, 1961; Stadler, 1961), lange bevor sich die Eutrophierung manifestierte.

Auch der Bestandsrückgang in der Rodach bei Neuses sowie die geringe Individuendichte der Eger und der sächsischen Saale oberhalb Hofs, die gute strukturelle und qualitative Voraussetzungen bieten, jedoch, zumindest in den beiden letzteren Flüssen, flußabwärts extreme Stauhaltungen aufweisen, könnten möglicherweise durch Ausdünnung der Bestände infolge mangelnder Zuvanderung nach Abdrift bedingt sein.

11.6 Schutzmöglichkeiten

Die Nase bedarf folglich verbesserter Migrationsmöglichkeiten zu Refugialgewässern, einer Milderung der monotonen, kanalähnlichen Strukturen des Main mit Bildung von Flachwasserbereichen und Verminderung der Einleitung eutrophierender Substanzen aus Kläranlagen und industriellen wie landwirtschaftlichen Betrieben.

12. Rapfen

12.1 Frühere Vorkommen

Der Rapfen ist als postglazialer Einwanderer aus süd- und nordöstlichen Refugialgebieten vor allem im Donaugebiet, auch in den in Nord- und Ostsee mündenden Flüssen verbreitet (Thienemann, 1950).

Über frühere Vorkommen des Rapfen im Maingebiet und den bayerischen Saalezuflüssen herrscht Ungewißheit: Wagner (1846) nennt für die Gebiete Würzburg und Nürnberg/Erlangen die Spezies *Aspius alburnus*; Gmelin (1839) schreibt, er sei in Rhein und Main zu finden, Jäger (1858) bestätigt dies. Rosenhauer (1858) erwähnte die Möglichkeit einer Einwanderung des Schieds durch den Donau-Main-Kanal, die Landes- und Volkskunde des Königreiches Bayern (Anon. 1865) berichtet jedoch, derartige Einwanderungen seien nicht beobachtet. Siebold (1863) gibt als Verbreitungsgebiet größere Flüsse und Seen Mitteleuropas an. Böttger (1869) schildert, er sei den Fischern des Untermains unbekannt. Auch Zenk (1889a) schreibt: "Soll vorkommen, doch ist dessen Vorkommen nicht genügend verbürgt und ist uns auch kein Fang des Schieds im Main bekannt geworden." Stadler (1961) führt wenige Nachweise an, wie im Sennfelder See bei Eltmann und bei Aschaffenburg, bezeichnet ihn jedoch als außerordentlich selten und hält ebenfalls einen Aufstieg durch den Donau-Main-Kanal für möglich. Lelek (1976) benennt ihn als im Maingebiet nicht vorkommend.

12.2 Die anhand der Kartierung festgestellte heutige Verbreitung

a) Main-Regnitzgebiet

Vereinzelte Rapfenbestände sind in der Regnitz, in der Aisch und im Main im Raum Würzburg nachgewiesen, allerdings ist der Rapfen nach Mitteilung des Fachberaters für Fischerei von Unterfranken im gesamten unterfränkischen Main zu

finden. Weitere Fundorte sind der Dettelbach und ein mit dem Main in Verbindung stehender Baggersee in Breitengüßbach, in dem jährlich Besatzmaßnahmen vorgenommen werden.

b) Bayerisches Elbegebiet

Durch Besatz wurde der Rapfen in den Grimmsteich in Selb eingebracht, ein weiteres Vorkommen ohne Besatz besteht im Feisnitzstausee.

Aufgrund fehlender bzw. geringer früherer Verbreitung kann keine Aussage über Veränderungen der Lebensräume getroffen werden.

12.3 Situation

Der teils durch Besatz eingebrachte, teils auf nicht bekannten Wegen eingewanderte Rapfen zeigt keine bemerkbare Ausbreitungstendenz, denn die wenigen, meist bereits aus früheren Dokumenten bekannten Vorkommen besitzen nur sehr geringe Populationsgrößen mit geringer Fortpflanzung (Karte 14). Auch eine negative Bestandsentwicklung kann bei einem Vergleich mit den seltenen früheren Nachweisen nicht festgestellt werden, jedoch läßt der offensichtlich mangelnde Fortpflanzungserfolg auf eine Gefährdung der Art schließen.

12.4 Mögliche Ursachen der Gefährdung

Es ist darauf hinzuweisen, daß die äußerst zögernde Besiedlung des Maingebietes durch den Rapfen möglicherweise in einer fehlenden natürlichen Eignung der besiedelten Biotope begründet ist.

Des weiteren können als Gefährdungsursachen des im adulten Stadium wenig auf naturnahe Gewässerstrukturen angewiesenen Räubers (Muus, Dahlström, 1981) der Mangel an geeigneten Laichplätzen, nämlich stark überströmten, flachen Kiesbänken, in den bewohnten Gewässern, aber auch eine zu starke Beunruhigung des "Kulturflüchters" in den stark frequentierten Gewässern Main und Regnitz.

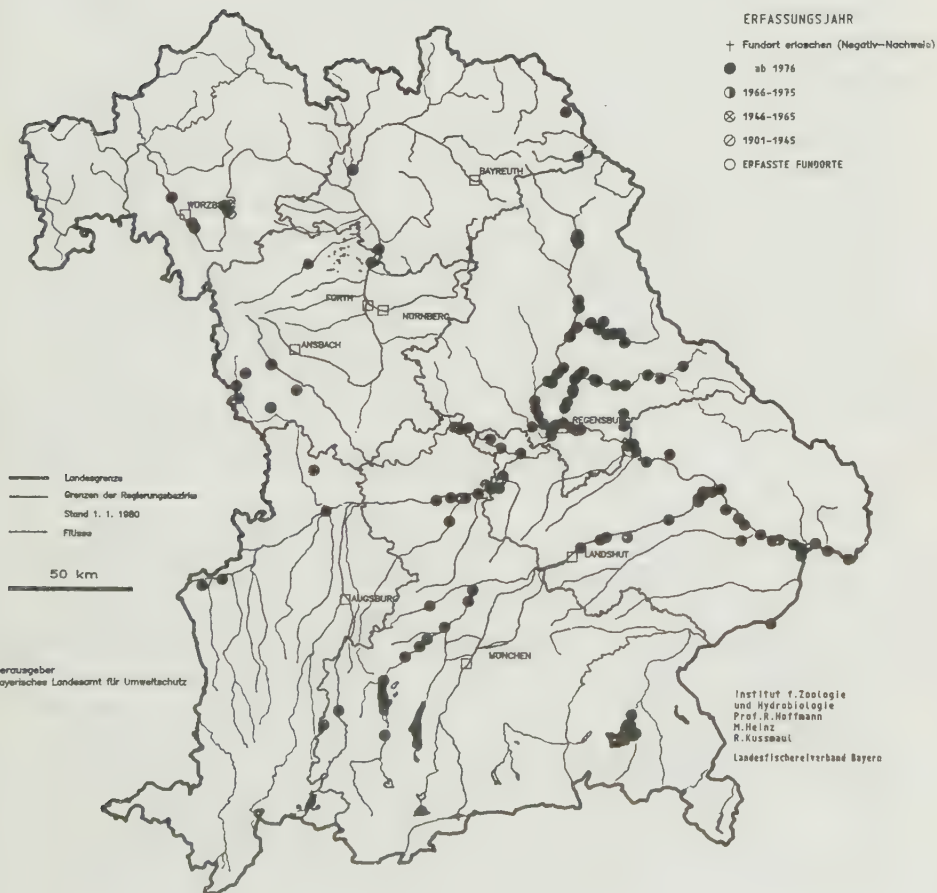
Hinweise, die einen Mangel an geeigneten Futterfischen vermuten lassen (Bless, 1978), konnten nicht ersehen werden.

Aufgrund fehlender sicherer Informationen über auslösende Faktoren eines Bestandschwundes können keine Maßnahmen zur Verbesserung der Situation genannt werden.

Tiefenotter / Elapet

ARTENSCHUTZKARTIERUNG BAYERN

STAND: 25.06.85

SCHIED (A. ASPIUS)
FISCHERFASSUNG

13. Bitterling

13.1 Frühere Vorkommen

In Mitteleuropa breitete sich der Bitterling durch postglaziale Wanderung aus östlichen eisfreien Regionen aus (Thienemann, 1950).

Leiblein (1853) führt ihn als "im Main und seinen Zuflüssen auftretend" auf. Rosenhauer (1858) schildert den Bitterling als nicht sehr bekannt, gibt aber reiche Vorkommen in den Gräben und Tümpeln der Regnitzwiesen und in Gräben bei Haundorf an. Siebold (1863) und Jäckel (1864) bestätigen diese Fundorte und fügen weitere bei Würzburg hinzu. In der Landes- und Volkskunde des Königreichs Bayern (Anonymus, 1865) wird das Auftreten des Bitterling überall in Franken angegeben. Nach Jäger (1858) und Böttger (1868) kam er im Main selbst vor. Zenk (1889a) beschreibt ihn als nicht gar häufig in den Tümpeln des Mains, häufiger in den kleinen, wärmeren Nebenbächen. Herrmann (1911) berichtet von Vorkommen in der Wiesent. Brückner (1926) nennt als Fundorte die Steinach, Gewässer bei Neuses und Hergramsdorf. Unverfähr (1961) schreibt: "... wird mit dem Heb- und Breitnetz gelegentlich gefangen, vor allem in den Altvässern." Nach Stadler (1961) fand er sich in allen Mainaltwassern. Lelek (1976) nennt ihn als rezent im Einzugsgebiet des Main, im Main selbst jedoch als verschwunden.

13.2 Die mit Hilfe der Kartierung festgestellte heutige Verbreitung

a) Main-Regnitzgebiet

Im Main selbst ist ein vereinzeltes Vorkommen bei Randersacker nachgewiesen, die früheren Bestände bei Lohr und Aschaffenburg wurden als erloschen gemeldet. Im Unterlauf der Itz, in der Bibert und in der Regnitz bei Hausen und Erlangen tritt eine schwache Population auf, geringe Bestände findet man weiterhin in einem Baggersee bei Veitshöchheim im Hochwassereinzugsgebiet des Main und in einem Teich bei Obervolkach, während ein See bei Thüngersheim ein gutes Aufkommen ermöglicht. Im Clonsbach, einem Zufluß der Tauber, wird er selten beobachtet. Einen Verbreitungsschwerpunkt im Maingebiet stellt das fränkische Weihergebiet dar. So findet man einen guten Bestand in einem Teich der Gemeinde Aurachtal, schwache Bestände im Weisachsee bei Schornweisach, in den Zulaufgräben bei Oberhöchstädt, im Teichgebiet bei Trailshöchstädt, bei Gottesgab, Klebheim und Birnbaum.

b) Bayerisches Elbegebiet

Im bayerischen Elbegebiet konnten keine Bestände des Bitterling ermittelt werden.

13.3 Mögliche Fehlerquellen der Bestandsbeurteilung

Erfassungslücken sind möglicherweise begründet in der Wahl seiner bevorzugten Biotope, nämlich kleiner Tümpel und Gräben, die in der Regel fischereilich nicht genutzt und damit im Rahmen der Kartierung nicht erfaßt werden. Als weiterer verfälschender Faktor dürfte ein mangelndes Interesse der Fischerei wirken.

13.4 Situation

Die Vorkommen des Bitterlings konzentrieren sich in extremer Weise im mittelfränkischen Weihergebiet (Karte 15). Die sehr vereinzelt liegenden weiteren Fundorte weisen wie die Populationen in Mittelfranken nur geringe Bestandsgrößen auf. Obgleich Nachweise des Bitterling aus älteren Dokumenten aufgrund der fehlenden fischereilichen Bedeutung nur sehr unvollständig vorliegen, ist ein Erlöschen der Bestände für eine Reihe von Fundorten sicher belegt, nämlich in der Steinach, Wiesent und im nahezu gesamten Mainverlauf. Aufgrund dieser Ergebnisse kann die von Blab und Nowak (1977) und Bless (1978) eingeschätzte starke Gefährdung der Art eine nachdrückliche Bestätigung für Nordbayern erfahren, während die von der Roten Liste bedrohter Tiere in Bayern (Asen u.a., 1983) angegebene Gefährdung als zu milde beurteilt erscheint.

13.5 Mögliche Ursachen der Gefährdung

Für das mit Ausnahme eines Fundortes völlige Verschwinden des Bitterlings aus dem Main kann ein auslösender Faktor aufgrund der Vielfalt der Veränderungen nicht kausal angegeben werden, jedoch ist mit großer Wahrscheinlichkeit anzunehmen, daß die von der Petri-Stiftung (Anon., 1985a) als Gefährdungsursache vermutete Vernichtung von Stillwasserbezirken eine große Bedeutung besitzt. So wurde innerhalb der Erhebung ein direkter Zusammenhang zwischen Flußverbau und Rückgang der Art berichtet, während im verhältnismäßig natürlich gestalteten Mainabschnitt bei Randersacker ein Vorkommen belegt ist.

P. Müller / Stuttgart

ARTENSCHUTZKARTIERUNG BAYERN

BITTERLING (RHODEUS SERICEUS AMARUS)

FISCHERFASSUNG

STAND: 25.06.85

ERFASSUNGSJAHR

+ Fundort erloschen (Nagotiv-Nachweise)

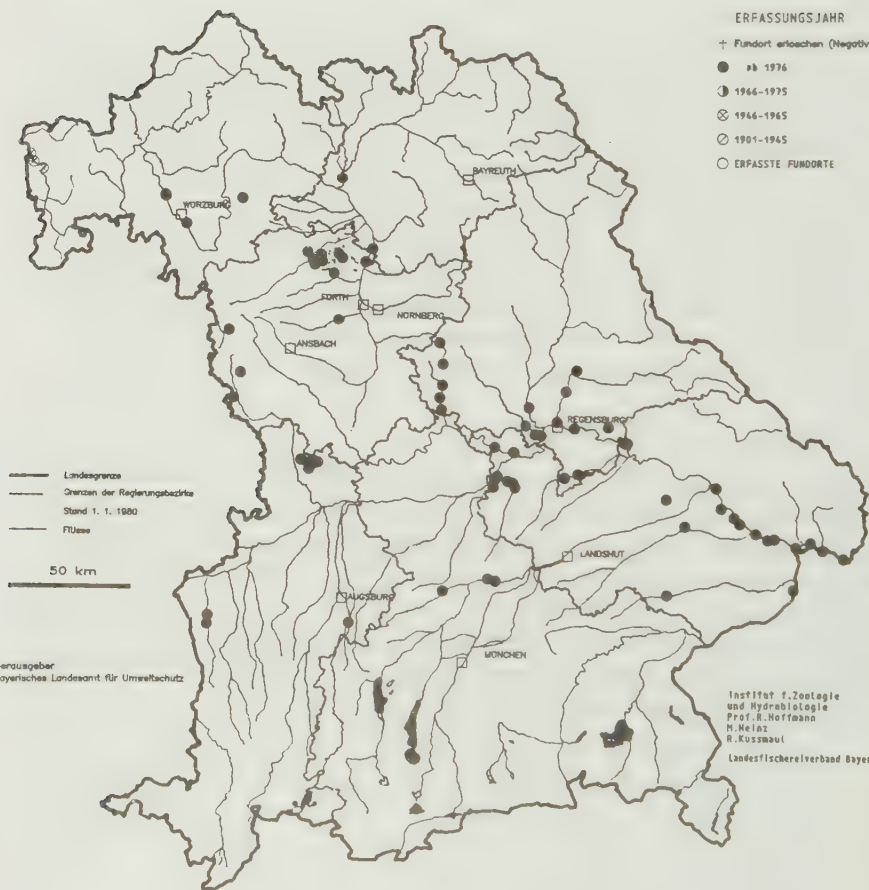
● ab 1976

● 1966-1975

⊗ 1966-1965

⊙ 1961-1965

○ ERFASSTE FUNDORTE



Herausgeber
Bayrisches Landesamt für Umweltschutz

Institut f. Zoologie
und Hydrobiologie
Prof. Dr. Hoffmann
H. Weitz
R. Kusumaul
Landesfischereiverband Bayern

Jedoch auch die von der Petri-Stiftung (Anonymus, 1985a) festgestellte Bedrohung durch industrielle Abwässer nicht organischen Ursprungs ist für den Main nicht auszuschließen, wohingegen organische Belastung mit Sauerstoffzehrung aufgrund der Lebensweise nur geringe Beeinträchtigung hervorrufen dürfte.

Einen Faktor mit großer Tragweite stellt die Abhängigkeit der Art von Vorkommen der Fluß- oder Teichmuschel dar, die von der Petri-Stiftung (Anon., 1985a) als unbedeutend beurteilt wurde, die jedoch von Bless (1978) und Gaumert (1981) als eine der wichtigsten Gefährdungsursachen aufgrund Empfindlichkeit der Muschel gegenüber organischer Verunreinigung angegeben wurde. Die Fortpflanzung der Muschelbestände, die nach Angaben der Petri-Stiftung (Anon., 1985a) eine geringe Sensibilität gegenüber Wasserverunreinigung aufweisen, ist jedoch an das Vorhandensein glochidientragender Kleinfischarten gebunden (Pleyer, 1981a), die in vielen Gewässern infolge einer zu intensiven Bewirtschaftung, d.h. durch Überbesatz von Nutzfischarten wie Karpfen oder Hecht, einen starken Rückgang erfahren. So zeigt eine genaue Betrachtung des an den Fundorten auftretenden Artenspektrums, daß der Bitterling im Gegensatz zu anderen Kleinfischarten wie z.B. Moderlieschen oder Gründling, wie das Beispiel der Bibert und einiger Teiche zeigt, ausschließlich in Vergesellschaftung einer vielfältigen Kleinfischfauna zu finden ist.

Ursache dieser Artenvielfalt stellen in den teichwirtschaftlich geprägten Fundorten die weiteren Kennzeichen, nämlich extensive Bewirtschaftung und damit strukturelle Vielgestaltigkeit, dar, da die schädigenden Einflüsse der Intensivhaltung wie übergroßer Fraßdruck, die aus hygienischen Gründen in der Teichwirtschaft notwendige Kalkung der Teiche, die die Teichmuschel infolge fehlender Beweglichkeit besonders schädigt, und die meist gehandhabte Entfernung der Wasserflora nur wenig einwirken.

Die von der Petri-Stiftung (Anon., 1985a) weiter angegebene Gefährdung durch Entnahme durch Aquarianer dürfte nur eine untergeordnete Bedeutung besitzen.

Genauere Untersuchungen über den Einfluß der Gewässereutrophierung auf den Bitterling oder die Muschelbestände liegen nicht vor.

13.6 Schutzmöglichkeiten

Maßnahmen zur Erhaltung und Förderung der Bitterlingsbestände bestehen in der forcierten Schaffung und Regeneration von extensiv bewirtschafteten Stillwasserbereichen mit Vermeidung eines Überbesatzes von Nutzfischarten, aber auch in der Unterstützung und Erhaltung teichwirtschaftlich nicht mehr voll genutzter Flächen. Aus diesen Gründen ist auch der natürlichen Verlandung derartiger Biotope durch regelmäßige, schonende Räumung entgegenzuwirken.

14. Barbe

14.1 Frühere Vorkommen

Die Verbreitung der Barbe im Main- und Elbegebiet fand postglazial durch Einwanderung aus östlichen Refugialgebieten statt (Thienemann, 1950).

Bundschuh (1804) nennt Vorkommen der Barbe in Main, Regnitz, Rednitz und Bibert. Weber (1851) führt wie Wagner (1846) die Barbe in allen größeren Flüssen des Maingebietes an. Leiblein (1853) bezeichnet sie als häufig, Rosenhauer (1858) benennt sie in der Regnitz und ihren Zuflüssen Rednitz, Pegnitz, Aurach, Schwabach und Seebach, betont jedoch, daß sie nicht im Donau-Main-Kanal zu finden sei. Jäckel (1864) schildert sie als "weit verbreitet", Fraise (1880) bezeichnet sie als im Main ungemein häufig. Zenk (1889a) schreibt von ihr als "noch immer sehr häufig und einer der gewöhnlichsten, wie beliebtesten Marktfische", namentlich (1889b) in der Volkach, Tauber, Erf, in der unteren Itz, Wern, oberen Saale, in der unteren Schondra, Sinn, Lohr und Hafenlohr, für die Mömling erklärt er die Barbe für verschwunden.

Herrmann (1911) erwähnt Vorkommen der Barbe in der sächsischen Saale ab Sparneck bis Hof, im Weißen Main ab Trebgast. Im Unterlauf des Roten Main, im vereinigten Main, in der Regnitz, Truppach und im Unterlauf der Itz, in der Eger dagegen seien die Barben seit Ende des 19. Jahrhunderts verschwunden, auch die Wiesent habe früher gute Bestände aufgewiesen. Brückner (1926) benennt sie in der unteren Itz, Rodach, im Unterlauf der Steinach und im Main häufig, in der Lauter nicht vorkommend. Stadler (1961) berichtet, sie sei einer der häufigsten Mainfische geblieben, bis in die 20er Jahre sei sie noch in Massen gefangen

worden. Unverfähr (1961) dagegen beurteilt sie als zum Aussterben im Main verurteilt, da sie sich an die Lahmlegung im Fluß nicht gewöhnen könne. Pleyer (1981a) belegt die Barbe als ursprünglich in der Aisch heimisch.

14.2 Die mit Hilfe der Kartierung ermittelte heutige Verbreitung

a) Main-Regnitzgebiet

Der Unterlauf des Weißen Main und die schwarze Schorgast tragen einen geringen Bestand an Barben, im unteren Roten Main wie im vereinigten Main bei Mainleus wurden die schwachen Populationen durch Besatz eingebracht. Vereinzelte Vorkommen sind weiter im Main und in einem Baggersee im Hochwassereinzugsgebiet bei Lichtenfels, bei Zapfendorf, im Main bei Bischberg und Kemmern, in der Kronach, die vorwiegend Jungtiere aufweist, in der Krennitz und Steinach sowie in der Sulz bei Neuses nachgewiesen, häufig tritt sie in der Rodach unterhalb Kronach, im Unterlauf der Rodach (Coburg) auf. Der schwache Bestand der Itz unterhalb Coburgs wurde durch einmaligen Besatz 1980 gestützt, auch im Unterlauf trifft man sie vereinzelt an. Auch die fränkische Rezat trägt durch Einsetzen einen schwachen Bestand. In der Rednitz, in der Regnitz bei Forchheim, in der Pegnitz oberhalb Nürnbergs, wo ein Besatz stattfand, und in der Bibert bestehen reiche Vorkommen, während Pegnitz in Nürnberg, untere Schwabach, Aurach, die im Bereich Neuses einen Besatz erfuhr, und die Regnitz im Raum Nürnberg sowie im Mündungsbereich, wo die Barbe einer Minderung zugunsten Rotaugen und Brachsen unterliegt, nur geringes Aufkommen zulassen. Die Aisch und Rauhe Ebrach weisen im Unterlauf gute Bestände auf, weiter flußaufwärts vermindert sich die Dichte der durch Besatz gestützten Population. In der Reichen Ebrach, im Laimbach, in der Wiesent, wie im RMD-Kanal und in Baggerseen bei Forchheim und Garstadt ist die Barbe nur vereinzelt, im Hollergraben häufig zu finden. In der Tauber besteht ein geringes Aufkommen. Im Main sind vorwiegend schwache Bestände nachgewiesen, so bei Eltmann, Schweinfurt, Volkach, Kitzingen, Sulzfeld, Ochsenfurt, Randersacker, Retzstadt, wo die stark in Abnahme begriffene Population häufig Erkrankungen aufweist, Lohr, wo durch Aufstauung, Zerstörung von Laichplätzen und Verlandung von Altwässern ein starker Rückgang wahrgenommen wird, Marktheidenfeld, Trennfeld, Wertheim, Staustufe Kleinwallstadt, häufiger wird sie bei Staffelbach, Miltenberg, in der Staustufe Obernau, in der die Individuen häufig von Flossenfäule befallen sind, bei Aschaffenburg und Kleinostheim beobachtet. In der Pleichach ist die Barbe häufig anzutreffen, im Dettelbach, einem Baggersee bei Veitshöchheim und in der Wern findet sie ein geringes Aufkommen. Die fränkische Saale

trägt im gesamten Verlauf mit Ausnahme eines Abschnittes bei Niederlauer gute Barbenbestände, die Unterläufe der Zuflüsse Milz, Thulba und Sinn zeigen geringe Vorkommen. Der schwache Bestand der Lohr unterliegt einer starken Reduzierung. Die Erf dagegen, wie die Mömling, Elsave, Aschaff und Gersprenz weisen zahlreiche Vorkommen auf.

b) Bayerisches Elbegebiet

Die Barbe ist veränzelt in der Eger unterhalb Rösau, in der Kösseine unterhalb Seussen anzutreffen.

14.3 Mögliche Fehlerquellen der Bestandsbeurteilung

Die Vorkommen der Barbe besitzen in älteren Literaturnachweisen wie in dieser Kartierung eine gute Repräsentanz.

14.4 Situation

Die graphische Darstellung der Verbreitung (Karte 16) offenbart eine gleichmäßige und flächendeckende Verteilung der Nachweise über ganz Nordbayern mit nur geringem Anteil von Besatzmaßnahmen. Allerdings zeigt die Auswertung der Bemerkungsfelder auf, daß ein überwiegender Anteil der Population nur sehr geringe Bestandsdichten aufweist. Damit ist im Vergleich mit früheren Dokumenten eine deutliche Regression festzustellen, so im Main selbst, im Roten und Weißen Main, in der Itz, Steinach, Wern, Volkach, in der unteren Sinn, in der Schondra, Lohr, Hafenlohr und sächsischen Saale. Somit erfährt die von Blab und Nowak (1977) und Bless (1978) getroffene Beurteilung der Gefährdung eine Bestätigung.

14.5 Mögliche Ursachen der Gefährdung

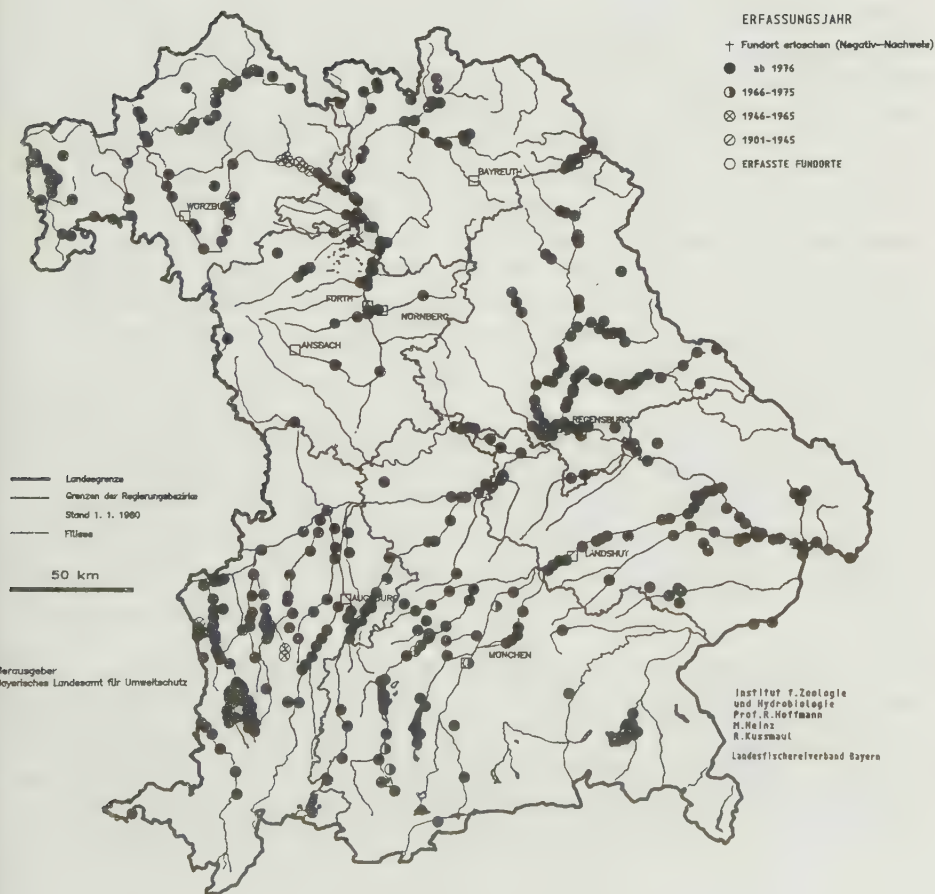
Die von Bauch (1958) und Bless (1978) als bedeutend postulierten Gefährdungsursachen Stromausbau und Gewässerverschmutzung entfalten wie in der Vergangenheit, auch im Kartierungsgebiet ihre schädigenden Einflüsse. Auffällig ist, daß die Barbe auch an stark verbauten Flußstrecken zu finden ist, wie im Main bei Lohr, im RMD-Kanal bei Bamberg oder durch Besatz in der begradigten Aurach. Dies ist auf die geringen Ansprüche der adulten Barbe an die Strukturvielfalt der Gewässer zurückzuführen. Ebenso beeinträchtigt die Stagnation

ARTENSCHUTZKARTIERUNG BAYERN

BARBE (B. BARBUS)

FISCHERFASSUNG

STAND: 25.06.85



der Strömungsgeschwindigkeit durch Stauhaltungen die Art aufgrund des Bestehens stark strömender Bereiche unterhalb der Wehre wenig. Die Ursache der Artreduktion ist vielmehr im sensibelsten Abschnitt des Lebens, in der Fortpflanzung, zu suchen, denn gerade Laich und Jungtiere bedürfen für ein gesichertes Aufkommen verschiedenster ökologischer Nischen (Lelek, 1980). So konnte in der Aurach nach Begradigung keine Fortpflanzung mehr festgestellt werden. Das Verschwinden der Barbe in der oberen sächsischen Saale, die verminderte Populationsdichte in den oberen Abschnitten des Mains sowie im Roten und Weißen Main, die, wenig verbaut und von guter Wasserqualität, geeignete Biotope der Barbe darstellen, könnte seine Ursache in einer durch Stauhaltungen, aber auch durch Abwasserstrecken wie z.B. in der sächsischen Saale bedingten Hemmung des starken Migrationsbedürfnisses der Art (Bless, 1979a) finden. Auch Stadler (1961) stellte eine deutliche Abnahme der Barbenbestände nach der zweiten Phase des Mainausbaus zur Schiffsahrtsstraße in den 30er Jahren dieses Jahrhunderts fest und führte diese auf Behinderung der Zuwanderung aus dem Rheingebiet zurück. So findet die Art infolge eines Mangels an Flachwasserzonen und ökologischen Nischen in ausgebauten Strecken weder geeignete Laichmöglichkeiten in ihren Wohngewässern, noch besteht die Möglichkeit eines Aufstiegs in Refugialgewässer, der zugleich Funktion eines genetischen Austausches und einer Stärkung der durch Abwanderung oder lokale Fischsterben ausgedünnten Bestände in den oberen Flußabschnitten besitzt.

An der bei Retzstadt, Lohr und Übernau belegten, durch häufige Erkrankungen bei fehlendem Populationsdruck gekennzeichneten Konstitutionsschwäche dürften als bedeutende Faktoren die von Bauch (1958) und Bless (1978) als Gefährdungsursachen genannten Gewässerunreinigung und Eutrophierung durch erwiesene Veränderung der Wirbellosenfauna mit Zunahme von Zwischenwirten parasitärer Erkrankungen teilhaben (Schäfer, Hoffmann, 1985).

Wie das gute Aufkommen der Barbe in den kritisch belasteten Flüssen Rodach (Coburg) oder Rednitz zeigt, besteht eine mäßige Sensibilität der Art gegenüber organischer Verschmutzung, die auch die Fortpflanzung wenig beeinflußt. In der stärker eutrophierten Regnitz hingegen findet man bei gleicher biologischer Wassergüte, nämlich II-III (Anon., 1985b) geringere Bestandsgrößen. Die Ursache hierfür dürfte vor allem in einer Beeinträchtigung der in Grundnähe ablaufenden

Reproduktion infolge Verschlammung der Laichplätze und Sauerstoffmangel am Gewässergrund infolge Faulschlammabildung (Bless, 1979a) zu finden sein. Zwar tritt im Unterlauf der stark eutrophierten Aisch ein guter Bestand auf, jedoch besteht in diesem wenig verbauten Gewässer die Möglichkeit eines ungehinderten Aufstiegs in weniger belastete Strecken.

14.6 Schutzmöglichkeiten

Für eine Stärkung der Bestände in Dichte und Konstitution wären Unterbindung der weiteren Einleitung eutrophierender Substanzen, eine Verbesserung der Migrationsmöglichkeiten durch Ausbau von Fischtreppen und die Schaffung von vielfältig gestalteten Stillwasserbereichen als Laichschonstätten unabdingbare Voraussetzungen, wobei jedoch eine Wiederherstellung der natürlichen Biotope, die ihrer Lage gemäß ausschließlich ausgebauten Gewässerstrecken mit Stauhaltungen umfassen, nach Lelek (1979) in nächster Zukunft nicht zu verwirklichen ist.

15. Schuppenkarpfen

15.1 Frühere Vorkommen

Der Wildkarpfen besiedelte im Spätpliozän sowie in den wärmeren Zwischeneiszeiten den größten Teil Europas, während der Würmeiszeit zog er sich nach Südosten zurück; in der Nacheiszeit besetzte er einen Teil seines früheren Verbreitungsgebietes, den Donaauraum. Er wurde bereits durch die Römer, später, im Mittelalter durch Mönche im Rahmen der Teichwirtschaft im Maingebiet verbreitet, allerdings wurden in der Teichhaltung Zuchtformen z.T. aus chinesischen Rassen entwickelt, die sich mit dem "ursprünglichen Wildkarpfen" vermischten (Thienemann, 1950; Banarescu, 1982).

Wagner (1846) gibt den Wildkarpfen für das Würzburger und Erlanger Gebiet an, auch Weber (1851) führt ihn in allen größeren Flüssen des Maingebietes an. Leiblein (1853) beschreibt ihn als "hie und da im Main" zu finden, Rosenhauer (1858) bezeichnet ihn als stets sehr selten in Pegnitz, Rednitz, Regnitz, Schwabach und Wiesent. Siebold (1863) betrachtete den Wildkarpfen als ursprünglich

heimisch im Maingebiet. Die Landes- und Volkskunde des Königreichs Bayern (Anon., 1865) betont die Seltenheit der Art in Franken. Zenk (1889a) schreibt dazu: "Ein für unseren Main höchst wertvoller, wenn nicht dessen wertvollster Fisch, der durch eigene Fortpflanzung im Main ganz vorzüglich gedeiht.... Da ihm durch die Flußkorrektur seine natürlichen Laichstellen genommen wurden, hatte der Karpfen im Laufe der 60er und 70er Jahre stark abgenommen. Die Öffnung der Buhnen hat in den letzten Jahren dem Karpfen eine Reihe verlorener Laichplätze wiedererobert..." und "der im Main ursprüngliche Karpfen ist der ganz beschuppte, während der Spiegelkarpfen wohl nur bei Abfischung und Überschwemmung in den Main gelangt." Er erwähnt ihn auch in der unteren Sinn. Nach Brückner (1926) kam er im Coburger Land in Itz und Rodach vor, während der sogenannte "Baunachkarpfen" eine Zuchtform darstellte. Stadler (1961) berichtet, um 1850 seien nach Aussagen des Fischers Georg Kunkel im Main nur Schuppenkarpfen gefangen worden, ehe fremde Karpfen eingesetzt worden seien. Lelek (1976) benennt den Wildkarpfen als eingeführt und rezent.

15.2 Die mit Hilfe der Kartierung festgestellte heutige Verbreitung

a) Main-Regnitzgebiet

Im Roten Main bestehen durch Besatz bei Bayreuth reiche, im Unterlauf bei Kulmbach und im vereinigten Main vereinzelte Vorkommen. Auch in der unteren Rodach und in Baggerseen bei Marktzeulen und Zapfendorf ermöglichen Besatzmaßnahmen ein geringes, im Main bei Bamberg ein gutes Aufkommen. Aufgrund eines Besatzes findet man schwache Populationen in der Rednitz, in einem Baggersee an der schwäbischen Rezat, in der fränkischen Rezat mit anliegenden Weihern, im Unterlauf der Roth mit Altwässern, in der Bibert, in der unteren Aurach, ohne Besatzmaßnahmen bewohnt der Schuppenkarpfen die Regnitz, einen Baggersee bei Eggolsheim, die Aisch, für die ein natürlicher Zuwachs der Art belegt ist, den Laimbach und die Rauhe Ebrach.

In einem Teich und Baggersee bei Rothenburg wurde die kleine Population ebenfalls durch Besatz eingebracht. Im Main tritt der Schuppenkarpfen mit Ausnahme starker Bestände bei Aschaffenburg und Randersacker sowie der Baggerseen Großwallstadt und Breitengüßbach vereinzelt auf, mit Besatz bei Marktbreit, Ochsenfurt, Randersacker, Kleinwallstadt, Obernau, Aschaffenburg und im Baggersee Mainaschaff, ohne Besatz bei Eltmann, Kleinostheim und in einem Baggersee

bei Veitshöchheim. In der Milz wird der Schuppenkarpfen ohne Besatz häufig beobachtet. Die fränkische Saale besitzt reiche Vorkommen ohne Besatz im Oberlauf, vereinzelt mit Besatz im Unterlauf, die Sinn läßt ein schwaches Aufkommen zu. Starke Bestände, die durch Besatzmaßnahmen gestützt werden, sind in den Unterläufen der Mömling, Elsave, Gersprenz und Aschaff anzutreffen.

b) Bayerisches Elbegebiet

Vereinzelte Nachweise des Schuppenkarpfen werden in der sächsischen Saale, in die er durch Besatz eingebracht wird und im Lettenbachsee (Hof) erbracht.

15.3 Mögliche Fehlerquellen der Bestandsbeurteilung

Da innerhalb der Kartierung keine Möglichkeit bestand, zwischen den Formen des "Schuppenkarpfen" und des "Wildkarpfen" zu unterscheiden, wurde auf eine differenzierte Darstellung der Wildform des Karpfens verzichtet, da anzunehmen ist, daß aufgrund jahrhundertelanger Kreuzung mit Zuchtformen des Karpfens und des angegebenen Schuppenkarpfenbesatzes mit nicht kontrollierbarem Zuchtmaterial die Wildform zugunsten des Schuppenkarpfens zurückgedrängt wurde (Lazarus, 1985) und in der Kartierung einen vernachlässigbaren Anteil der Artnachweise stellt.

15.4 Situation

Der Schuppenkarpfen findet Verbreitung in zahlreichen größeren Flüssen des Gebietes (Karte 17). Allerdings fällt auf, daß viele, im Saale-Eger-Gebiet alle Populationen durch Besatz eingebracht oder gehalten werden und eine geringe Dichte aufweisen. Die große Zahl der ausschließlich durch Besatz gehaltenen Bestände und die fehlenden Nachweise natürlicher Fortpflanzung veranschaulichen die von Blab und Nowak (1977) eingeschätzte Gefährdung der Art. Eine Beurteilung der Bestandssituation des Wildkarpfens ist aus genannten Gründen nicht möglich, jedoch kann die Befürchtung Bless (1978), er sei auf lange Sicht vom Aussterben bedroht, bestätigt werden. Ein Erlöschen der Wildkarpfen ist in der Pegnitz, Wiesent, Schwabach (Erlangen), Itz und in der Rodach (Coburg) nachgewiesen.

Fiedler / Siegel

ARTENSCHUTZKARTIERUNG BAYERN SCHUPPENKARPFFEN (CYPRINUS CARPIO) FISCHERFASSUNG

STAND: 25.06.85



15.5 Mögliche Ursachen der Gefährdung

Gewässerverunreinigung organischen Ursprungs sowie Eutrophierung scheint die Art gemäß ihrer bevorzugten Biotope gut zu tolerieren, wie es Nachweise im Main, in der Gersprenz, Aschaff oder Regnitz zeigen.

Jedoch werden die ökologischen Bedürfnisse des Schuppenkarpfens in allen Altersbereichen, denen insbesondere verkrautete Stillwasserbezirke mit großzügigen Flachwasserbereichen entsprechen, durch die strukturelle Beschaffenheit der meisten seiner potentiellen Wohngewässer nicht befriedigt, so daß mit großer Wahrscheinlichkeit der von Bless (1978) als ausschlaggebende Gefährdungsursache genannte Stromverbau mit Mangel an geeigneten Laichplätzen eine bedeutende Beeinträchtigung des Artaufkommens bedingt. So konnten keine Nachweise an besonders stark verbauten bzw. in der Pflege von Altwässern und Buhnen außerordentlich vernachlässigten Strecken des Mains erbracht werden, insbesondere bei Lohr und Haßfurt, wohingegen in der wenig verbauten mittleren Aisch eine natürliche Fortpflanzung belegt ist. Dies wird nachdrücklich bestätigt durch die Schilderung Zenks (1889a), die die deutliche Zunahme der Wildkarpfenbestände durch Öffnung der Buhnen in den 80er Jahren des 19. Jahrhunderts nach einer vorhergehenden starken Beeinträchtigung der Populationen durch den Ausbau des Mains zur Schiffsahrtsstraße in den 60er und 70er Jahren des 19. Jahrhunderts beschreibt.

Ein weiterer, nicht zu übersehender Faktor ist in der Konkurrenz mit den sehr stark durch Besatzmaßnahmen gestützten Zuchtformen des Karpfens zu suchen, denn trotz besserer Konstitution und ökologischer Anpassung der Wildform ruft die durch Besatz induzierte, zahlenmäßige Überlegenheit der Zuchtformen infolge gleicher Ansprüche an den Lebensraum und vor allem an das Nahrungsspektrum einen überaus starken Populationsdruck hervor. Dies zeigt auch das verhältnismäßig gute Aufkommen des Schuppenkarpfens in Gewässern ohne bzw. mit geringem Besatz von Zuchtkarpfen wie in den Baggerseen Eggelsheim, Großwallstadt, Veitshöchheim, Zapfendorf, in der Miltz, im Main bei Kulmbach, Eltmann und Aschaffenburg oder in der Regnitz bei Forchheim. Da allerdings ein großer Anteil der Populationen durch Besatz eingebracht ist, stellt sich weiterhin das Problem einer Schwächung der Individuen durch mangelnde genetische und immunologische Anpassung bzw. durch schlechten Gesundheitszustand des Besatzmaterials.

Nicht zuletzt ist noch in Betracht zu ziehen, daß die Erhöhung der Wassertemperatur in unseren Flüssen durch Stauhaltungen und Abwärmeeinleitungen eine vermehrte Fortpflanzung des höhere Wassertemperaturen benötigenden Zuchtkarpfens (Lazarus, 1985) zur Folge haben könnte, die eine zusätzliche Benachteiligung der Wildform durch genetische Egalisierung nach sich zieht.

In diesem Zusammenhang wirkt sich zusätzlich die durch Stauhaltung hervorgerufene Behinderung des genetischen Austausches einzelner, nun der Isolation anheimfallender Bestände und die dadurch entstehende Schwächung der Konstitution negativ auf die Bestandsentwicklung aus, wobei auch eine gewisse Hemmung der Fortpflanzung durch Unterbindung des Wandertriebes nicht zu vernachlässigen ist. Schließlich stellt das Fehlen periodischer Überschwemmungen einen Wegfall bedeutender Laichgebiete des Wildkarpfens dar (Lazarus, 1985).

15.6 Schutzmöglichkeiten

Die Möglichkeiten einer Erhaltung des Wildkarpfens bzw. einer der Wildform möglichst ähnlichen Form des Schuppenkarpfens bestehen nach Lazarus (1985) in einer Rückzüchtung nach ökologisch wertvollen Merkmalen wie gute Konstitution oder Überlegenheit vor natürlichen Feinden zuungunsten anthropogen geförderter Eigenschaften wie Frohvuhsigkeit oder gute Fangfähigkeit und gleichzeitig in einer Förderung der bestehenden Populationen durch Ausbau von Altwässern und Buhnen als Refugialbereiche und Laichschonstätten. Bei Besatzmaßnahmen sollte auf gesundes, lokal angepaßtes Material zurückgegriffen werden.

16. Giebel

16.1 Frühere Vorkommen

Nach Wagner (1846) gehörte der Giebel nicht der Fischfauna des Maingebietes an, Gmelin (1839) beschreibt ihn jedoch in Main, Seen und Teichen; Weber (1851) führt ihn in Rezat, Rednitz und Regnitz an. Rosenhauer (1858) stellt fest, er scheine hier sehr selten zu sein, Siebold (1863) identifizierte von Rosenhauer eingesandte Giebel, nennt diesen jedoch nicht als eigene Art. Jäckel (1864) erwähnt, eines dieser Exemplare stehe als Geschenk Siebolds in der zoologischen Sammlung der Universität Erlangen. Nach Lelek (1976) sind die Bestände des Giebels eingeführt.

16.2 Die mit Hilfe der Kartierung ermittelte heutige Verbreitung

a) Bayerisches Main-Regnitzgebiet

Geringe Vorkommen des Giebels sind im Roten Main unterhalb Bayreuth, im Main bei Bischberg, in einem im Hochwassereinzug liegenden Baggersee bei Marktzeuln, in der fränkischen Rezat bei Spalt, in der Regnitz bei Erlangen und Bamberg und in der mittleren Pegnitz bekannt. In einer Teichkette bei Klebheim ist er häufig zu beobachten. Vereinzelte Nachweise im Main wurden bei Randersacker, Erlabrunn und bei Aschaffenburg sowie in der Bücholder Teichanlage, häufige bei Wertheim erbracht. Im Dettelbach und im Unterlauf der fränkischen Saale besteht ein mäßiges Aufkommen.

b) Bayerisches Elbegebiet

Im Einzugsgebiet der sächsischen Saale und Eger wurde kein Vorkommen des Giebels ermittelt.

16.3 Mögliche Fehlerquellen der Bestandsbeurteilung

Verwechslungen des Giebels mit der Karausche sind nicht auszuschließen.

16.4 Situation

Während im letzten Jahrhundert Mittelfranken Verbreitungsschwerpunkt darstellte, ist der Giebel heute im gesamten Main sowie in der fränkischen Saale zu finden (Karte 18). Dies bedeutet, daß die ursprünglich nicht heimische Art innerhalb unseres Jahrhunderts eine weitere Ausbreitung gefunden hat, wobei jedoch nur geringe Bestandsgrößen auftreten. Eine Gefährdung, wie sie von Blab und Novak (1977) und Bless (1978) ausgesprochen wurde, kann angesichts der zunehmenden Bestandsentwicklung keine Bestätigung erfahren. Allerdings weist die sehr geringe Geschwindigkeit der Ausbreitung auf einen Mangel an geeigneten Biotopen hin, die der Giebel in mit dichten Pflanzenbeständen ausgestatteten Zonen findet.

Fladtler / Siegel

ARTENSCHUTZKARTIERUNG BAYERN

GIEBEL (*C. AURATUS GIBELIO*)

FISCHERFASSUNG

STAND: 25.06.85

ERFASSUNGSJAHR

† Fundort erloschen (Negativ-Nachweise)

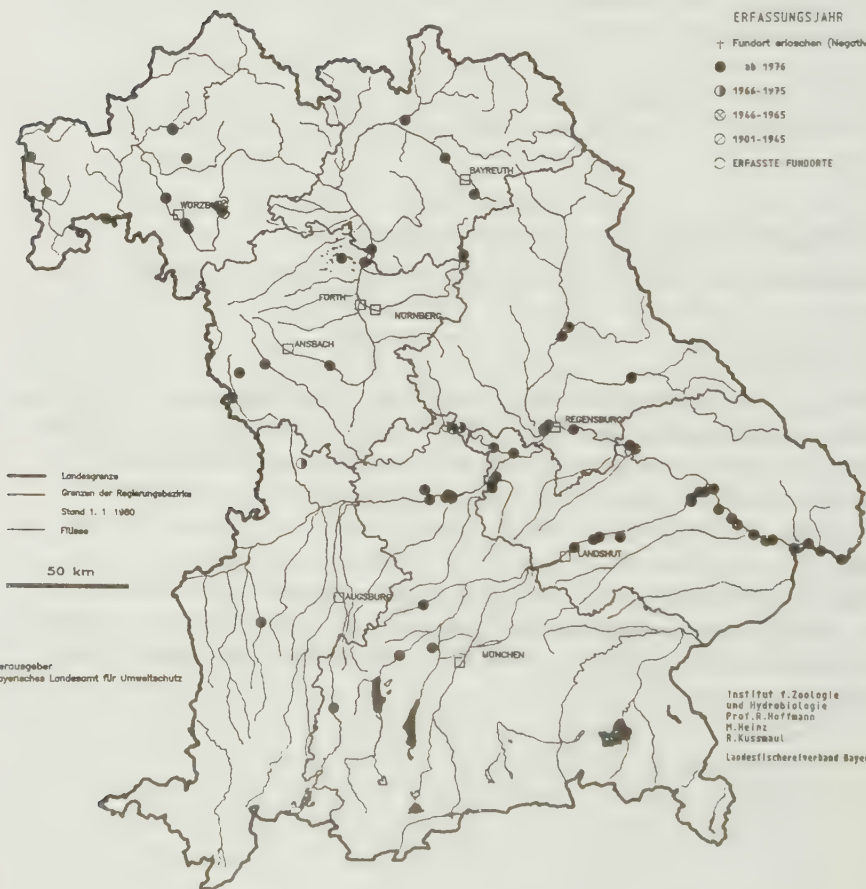
● ab 1976

① 1966-1975

⊙ 1966-1965

○ 1961-1965

○ ERFASSTE FUNDORTE



17. Bachschmerle

17.1 Frühere Vorkommen

Die Bachschmerle war als eurytherme Art der glazialen Mischfauna auch während der Eiszeiten in den Rhein- und Elbezuflüssen verbreitet (Thienemann, 1950).

Wagner (1846) und Leiblein (1853) führen die Bachschmerle in allen kleineren kiesigen Flüssen und Bächen des Maingebietes an. Rosenhauer (1858) nennt sie in Pegnitz, Rednitz, Regnitz und Wiesent, häufig in der Schwabach und bei Rödelheim. Siebold (1863) schreibt, sie sei überall in klaren fließenden Bächen, auch Jäckel (1864) bezeichnet sie als "höchst gemeinen Fisch"; Böttger (1869) bestätigt das Vorkommen im Main selbst. "Nicht selten im Main" beschreibt Zenk (1889a) die Bartgrundel und erwähnt Vorkommen im Karbach, in der Mümling, Itz, Baunach, Hafenlohr und Elsave (1889b). Im Fischbüchlein der Oberpfalz (Anon., 1893) wird sie in der Wondreb und deren Nebengewässern genannt. Nach Brückner (1926) fand man die Schmerle in allen Gewässern des Coburger Landes, besonders im Füllbach bei Roth, bei Weitramsdorf, Münchröden, Wildenheid, Creidlitz, nördlich Coburgs, in der Steinach und Kreck häufig, in der Itz und im Main. Stadler (1961) schreibt, sie sei relativ häufig beobachtet, besonders in den Mainaltwässern, im Rechtenbach, in der unteren Lohr, in Sinn und Saale, in der Wernmündung, in einem Wassergraben bei Aschaffenburg, zuweilen im offenen Main. Klausewitz (1977a) dagegen erklärt sie im Main bereits seit Ende des letzten Jahrhunderts für verschwunden, auch nach Lelek (1976) ist sie im Main nicht mehr vorhanden.

17.2 Die mit Hilfe der Kartierung ermittelte heutige Verbreitung

a) Main-Regnitz-Gebiet

Im Roten Main werden häufige Nachweise oberhalb und im Stadtgebiet Bayreuths, vereinzelte unterhalb Bayreuths erbracht. Die Rodach bei Neuses, Kronach bei Friesen und die Krennitz besitzen reiche Vorkommen, die Kronach bei Steinberg dagegen geringe. Auch die Sulz bei Beiersdorf und die Bachzuläufe des Main bei Bischberg zeigen ein schwaches Aufkommen der Art. Eine große Individuendichte besteht im Igelsbach, einem Zufluß des Brombachs, in der gesamten Pegnitz mit Fichtenöhe und Röttenbach, in der unteren Bibert, im Oberlauf der Aisch bei Bad Windsheim, im Laimbach bei Frankenfeld, in der oberen Rauhen

Ebrach, in der unteren Wiesent mit Nebenbächen, in der unteren Püttlach und im Leitenbach bei Bamberg. Mäßige Bestände sind in der fränkischen Rezat und in der Rednitz zu finden, schwache Populationen in der Regnitz bei Hausen, an den Bacheinläufen der unteren Regnitz und in den Flachwasserbereichen der anliegenden Baggerseen. Die Pleichach, Wern, der Oberlauf der fränkischen Saale und die Milz weisen vereinzelte Vorkommen auf, der Unterlauf der Saale mit unterer Thulba und Schondra zeigt reiche Bestände. In der Lohr wie in der Erf werden vereinzelte Vorkommen festgestellt, im Oberlauf der Elsave ist die Bachschmerle in großer Populationsdichte vorhanden. Ein Erlöschen des Bestandes wird für den Main bei Lohr berichtet.

b) Bayerisches Elbegebiet

Ein gutes Aufkommen bietet der Bachschmerle die sächsische Saale oberhalb Hofs, während in der unteren Lamitz, im Untreubach und in der Selbitz nur schwache Populationen ermittelt wurden. Häufig tritt sie in der Eger auf.

17.3 Mögliche Fehlerquellen der Bestandsbeurteilung

Eine Verzerrung der Bestandsbeurteilung ergibt sich möglicherweise aus der bodenorientierten Lebensweise der Art, die eine Beobachtung erschwert. Weiter ist das geringe fischereiliche Interesse an der Art sowie die verhältnismäßig unterrepräsentierte Erfassung ihrer Wohngewässer zu berücksichtigen.

17.4 Situation

Die graphische Darstellung der Bachschmerlennachweise zeigt zwar eine sehr dünne, jedoch gleichmäßige Verteilung über ganz Nordbayern (Karte 19). Die Einzelbestände weisen in der Mehrzahl gute Dichten auf. Obgleich die Art in älteren Dokumentationen von Vorkommen wenig Beachtung fand, gilt in einer Reihe von Gewässern ein Erlöschen des Bestandes als gesichert, so in der Steinach, Itz, Kreck, in der Schwabach (Erlangen), Sinn, Hafenlohr, Mömling, in der Wondreb und im Main und seinen Altarmen. Dies rechtfertigt angesichts der doch nur geringen Nachweise die Einschätzung einer Gefährdung, die in der Roten Liste bedrohter Tiere in Bayern (Asen u.a., 1983) bereits nachdrücklich artikuliert wurde.

Fischer / Stapp

ARTENSCHUTZKARTIERUNG BAYERN

SCHMERLE (N.BARBATULUS)

FISCHERFASSUNG

STAND: 25.06.85



17.5 Mögliche Ursache der Gefährdung

Die im Verhältnis zur Gewässererfassung große Dichte der Nachweise im Mittelfränkischen Becken und in den fränkischen Juragebieten entspringt der Vorliebe der Bachschmerle für wärmere Bäche und Gewässer mit sandigem Untergrund (Bless, 1981).

Da sie die Unterläufe kleinster Gewässer als Biotop bevorzugt, ist die Schmerle stärker als z.B. die Koppe und Elritze organischer Verunreinigung und Eutrophierung ausgesetzt, die sie nach Bless (1978) und Gaumert (1981) nur mäßig zu tolerieren scheint.

Denn während sie zwar in kritisch belasteten Gewässern wie Laimbach, Rednitz, Bibert oder Pleichach ein gutes Aufkommen findet, treten in den stärker verunreinigten bzw. eutrophierten Gewässern wie Main, Milz, Wern, Regnitz, Aisch, Sulz (Coburg) oder Selbitz nur geringe Bestände auf. Als gewichtiger bestandsreduzierender Faktor ist nach Bless (1978) und Gaumert (1981) die Veränderung der Strömungs- und Substratverhältnisse durch Ausbau zu nennen. Es fällt auf, daß die Gewässer oder Gewässerstrecken, in denen dichte Vorkommen der Bachschmerle nachgewiesen sind, ausnahmslos nur mäßigem Gewässerausbau mit Stauhaltungen und Begradigung ausgesetzt waren. Allerdings konnte innerhalb der Kartierung kein Beispiel erbracht werden, in dem gewässerbauliche Maßnahmen als alleinige Ursachen einer Bestandsminderung erwiesen sind. Der Isolation der Bestände, die Gaumert (1981) als Gefährdungsfaktor betrachtet, kann in Anbetracht der größeren Einzugsgebiete der bevorzugten Biotope nur eine untergeordnete Bedeutung beigemessen werden, jedoch könnte die Ausdünnung der Population in der Sulz oder in den Bachzuläufen der Regnitz und des Mains bei Bischberg hierin begründet sein, da die Sulz als einziges Gewässer des Itzeinzugsgebietes belegte Vorkommen aufweist und die Bachzuläufe des Main durch Stauhaltungen von der Kommunikation mit anderen Bächen abgeschnitten sind.

Allerdings ist zu beachten, daß eine Beeinträchtigung des Schmerlenaufkommens in Main, Regnitz oder Aisch bzw. an den Bachzuläufen durch die infolge zu starken Besatzes im Einzugsgebiet und anschließender Abwanderung sehr dichten Aalbestände stattfinden könnte, da die Schmerle einen bevorzugten Beutefisch des Aals darstellt (Pleyer, 1981a).

Das geringe Aufkommen der Art im Unterebach und in der Lamitz, die als Aufzuchtgewässer einer intensiven Bewirtschaftung mit Forellen ausgesetzt sind, weist ebenso auf eine zusätzliche Dezimierung durch zu starken Raubfischdruck hin.

Durch Versauerung der Gewässeroberläufe ist die Schmerle angesichts der Wahl ihrer Biotope wenig gefährdet, allerdings ist ein Erlöschen der Population in der Hafenlohr infolge der zunehmenden Gewässerversauerung nicht auszuschließen.

17.6 Schutzmöglichkeiten

Durch weitergehende Minderung der organischen Belastung sowie durch Hemmung der Einleitung eutrophierender Substanzen könnte eine Wiederbesiedlung einiger Gewässer und eine Stärkung der bestehenden Populationen erreicht werden. Ebenso sollte eine forcierte Strukturverbesserung ausgebauter Bäche stattfinden, die mit geringerem Aufwand von Gewässerbewirtschaftern vorgenommen werden könnten (Wiesner, 1971; Wilke, 1980). Bei Besatzmaßnahmen mit Nutzfischen sollte auf die Erhaltung der Kleinfischfauna geachtet werden.

18. Schlammpeitzger

18.1 Frühere Vorkommen

Der Schlammpeitzger besetzte die Gewässer Nordbayerns durch postglaziale Einwanderung aus Süd- und Nordosten (Thienemann, 1950).

Wagner (1846) belegt Vorkommen im Main bei Würzburg und im Erlanger Raum, auch Weber (1851) führt ihn in Main, Rotem Main, Rodach, Saale, Tauber, Rezat, Rednitz und Regnitz an. Nach Leiblein (1853) kam er im Main, in dessen Zuflüssen, in Bächen, Teichen und Wassergräben vor. Rosenhauer (1858) schildert ihn für Mittelfranken in den Gräben neben dem Donau-Main-Kanal, in einem Weiher bei Dechsendorf, sehr viele seien im Sandlohbach zu finden, einzelne in Pegnitz und Rednitz, häufig in künstlichen Teichen. Siebold (1863) gibt eine große Verbreitung in stehenden schlammigen Gewässern an. Böttger (1869) schreibt über den Schlammpeitzger: "häufig in sumpfigen Bächen, selten im Main". Nach Zenk (1889a) wurde er "im Main nicht gar häufig an stehenden Stellen des Wassers innerhalb der Buhnen gefunden". Häufig sei er in den

Wassergräben der Gochsheimer Gartenfelder. Brückner (1926) bezeichnet ihn als sehr selten, Fundorte seien die Altwasser der Itz und der Main bei Lichtenfels. Stadler (1961) nimmt an, er sei allgemein verbreitet, namentlich bei Lohr im Bergwiesengraben, unterhalb Warmbachs in den Gräben der Wöhrdwiese, im Mühlbach von Gemünden, im Froschsee bei Lohr, in den Großkotzenburger Mooraugen, auch im offenen Main werde er mit dem Fischschucker gefangen.

18.2 Die mit Hilfe der Kartierung ermittelte heutige Verbreitung

a) Main-Regnitzgebiet

Der Schlammpeitzger findet ein schwaches Aufkommen im Roten Main bei Bayreuth, in Creussener und Kemnather Weiher und im Vorstau der Mauthaustalsperre. Der Schwerpunkt der Verbreitung allerdings liegt auch bei dieser Art im Mittelfränkischen Becken. So gibt es vereinzelte Vorkommen in der mittleren Pegnitz oberhalb Nürnbergs, in der Regnitz bei Möhrendorf und Hausen, in der Aurach (Erlangen), wo sie häufiger auftritt, in der Reichen und Rauhen Ebrach mit dem Umlaufgraben der Ebracher Teiche, in der Tauber bei Rothenburg, insbesondere jedoch im fränkischen Weihergebiet. Hier sind Teiche bei Dechsendorf, im Gemeindegebiet Gremsdorf, eine Teichkette bei Klebheim, der Weisachsee bei Schornweisach, die Zulaufgräben bei Oberhöchstädt und das Landschaftsschutzgebiet Mohrhof zu nennen. Weiterhin bestehen Nachweise in Teichen bei Obervolkach. Im Oberlauf der fränkischen Saale mit Zulaufgräben und in Gräben, die in Verbindung mit der Milz stehen sowie im Aubstädter See bei Bad Königshofen sind schwache Bestände zu finden. Im Main bei Lohr und bei Aschaffenburg ist ein Erlöschen der Bestände belegt.

b) Bayerisches Elbegebiet

Im Einzugsgebiet konnte kein Artnachweis ermittelt werden.

18.3 Mögliche Fehlerquellen der Bestandsbeurteilung

Erhebliche Lücken der Erfassung sind durch die nächtliche Lebensweise der Art zu erklären, da sie jede Beunruhigung, die zwangsläufig durch die Anwesenheit eines Beobachters entsteht, durch Rückzug in den verschlammten Untergrund beantwortet. Weiterhin stößt der Schlammpeitzger auf geringes Interesse von seiten der Fischerei, allerdings findet er aufgrund seiner biologischen Besonderheiten starke Beachtung durch Aquarianer. Aus diesem Grunde liegen zahlreiche

Dokumente früherer Vorkommen vor. Eine weitere Verfälschung der Bestands-situation entsteht durch mangelnde Erfassung seiner Wohngewässer, nämlich von Gräben, Moorteichen und künstlichen Teichen.

18.4 Situation

Die Verbreitung des Schlammpeitzgers konzentriert sich in den mit geringem Gefälle ausgestatteten, verkrauteten Fließgewässern, insbesondere aber in den Teichgebieten Mittelfrankens und der Oberpfalz, einen weiteren Schwerpunkt bildet der Oberlauf der fränkischen Saale, ferner sind noch vereinzelte isolierte Bestände zu finden (Karte 20). Während Lelek (1976) ihn als im Main rezent bezeichnet, konnte kein Nachweis in der Kartierung erbracht werden. Die mit wenigen Ausnahmen geringe Größe der Populationen und die als erloschen belegten Nachweise in Itz, Rednitz, fränkische Rezat, im Roten Main und im Main ab Lichtenfels verdeutlichen die stark rückläufige Bestandsentwicklung der Art, deren Gefährdung durch die Roten Listen bedrohter Tiere in der BRD (Blab, Nowak, 1977) und in Bayern (Riess u.a., 1976) ausgesprochen wurde. In der Ausgabe der Roten Liste in Bayern 1983 (Asen u.a., 1983) wurde eine Minderung der Bedrohung festgestellt, die keine Übereinstimmung mit den Daten der Kartierung in Nordbayern findet, während die Art im Donau-Alpengebiet noch häufig vertreten ist (Kußmaul, 1986).

18.5 Mögliche Ursachen der Gefährdung

Die Art toleriert ihren biologischen Voraussetzungen gemäß sehr geringe Sauerstoffwerte des Wassers und wird somit vergleichsweise wenig durch organische Verunreinigung oder Sauerstoffzehrung infolge Eutrophierung beeinträchtigt. Allerdings ist es wahrscheinlich, daß das Verschwinden der Schlammpeitzgerbestände aus dem Main nicht, wie Bless (1978) und Gaumert (1981) vermuten, allein auf Vernichtung und Entkrautung der als Biotope bevorzugten Stillwasserbezirke, also der Buhnen und Altarme, als Folge des Stromausbaus zurückzuführen ist, sondern die aufgrund der Eutrophierung entstehenden, durch Stauhaltungen begünstigten Faulschlammassen des Mains ermöglichen selbst dem genügsamen Schlammpeitzger aufgrund seiner ausschließlich bodenorientierten Lebensweise kein Fortkommen.

Fiedler / Siegel

ARTENSCHUTZKARTIERUNG BAYERN

SCHLAMMPEITZGER (MISGURNUS FOSSILIS)

FISCHERFASSUNG

STAND: 25.06.85

ERFASSUNGSJAHR

† Fundort erloschen (Neolith—Neozene)

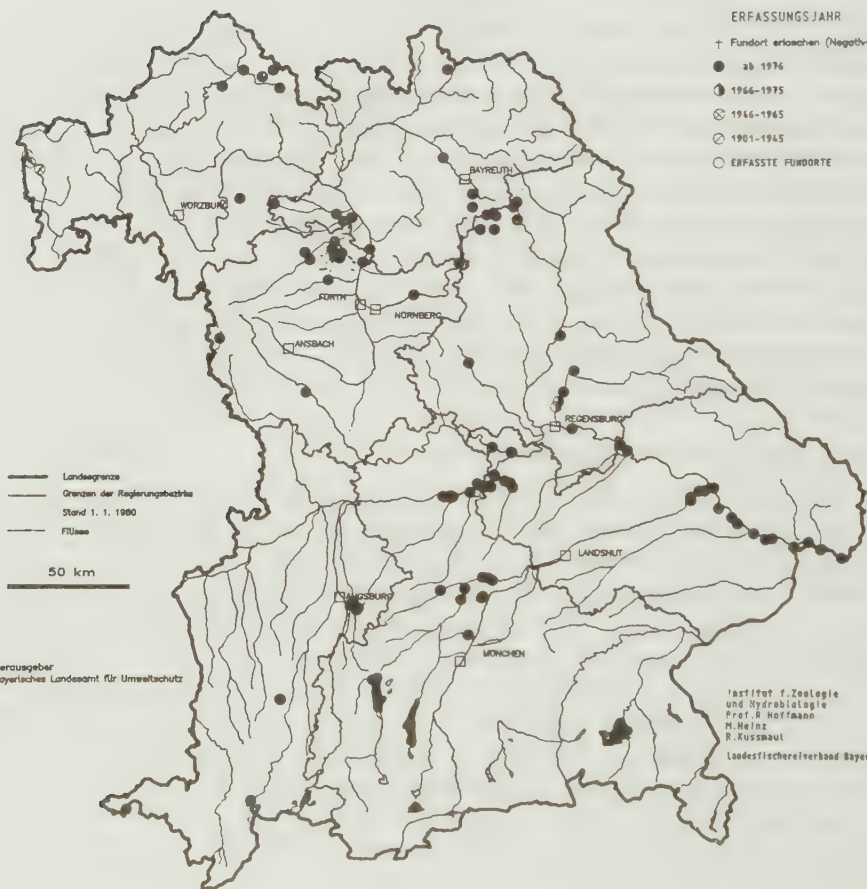
● ab 1976

● 1966-1975

⊗ 1966-1965

⊗ 1901-1965

○ ERFASSTE FUNDORTE



In ausgebauten strömenden Flußbereichen hingegen bedeuten die Abschwemmung der Sedimente bei fehlendem Pflanzenwuchs und starker Beunruhigung durch Schiffsverkehr einen Entzug unverzichtbarer Lebensbedingungen. Ein bedeutendes Refugialpotential der Art besteht in künstlichen Teichen, insbesondere des fränkischen Weihergebietes, allerdings zeigt eine nähere Betrachtung der Fundorte, daß die Vorkommen in teils verwilderten Teichen mit extensiver oder fehlender Bewirtschaftung zu finden sind. Dies kann zum einen auf einen zu hohen Fraßdruck durch den Nahrungskonkurrenten Karpfen, vorwiegen jedoch auf die in der Intensivhaltung aus hygienischen Gründen notwendige Kalkung und Trockenlegung der Teiche zurückgeführt werden, die für die Art infolge des Rückzugs in den Untergrund bei Ablassen der Teiche eine große Gefahr bedeutet.

Zusätzlich sind die vereinzelten Restbestände einer starken Isolation ausgesetzt, die im Laufe der Zeit eine starke Ausdünnung durch Abdrift oder lokale Fischsterben durch Überbelastung der Gewässer bei fehlender Zuwanderungsmöglichkeit bewirkt, wodurch etwa das Erlöschen der Population in der Itz erklärt werden könnte.

Ein weiterer bestandsmindernder Faktor, der als Ursache für das Aussterben der Bestände in mit guten strukturellen Voraussetzungen ausgestatteten Gewässern wie Rezat oder Rednitz oder für das geringe Aufkommen in anderen Gewässern gedeutet werden könnte, ist möglicherweise in einem zu starken Besatz mit Aalen zu finden, die den Schlammpeitzger nach Pleyer (1981a) nicht selten als Futterfisch bevorzugen.

18.6 Schutzmöglichkeiten

Maßnahmen zur Förderung und Stärkung der Schlammpeitzgerpopulationen bestehen vorwiegend in der Erhaltung und auch im Ausbau geeigneter Biotope, die in Gebieten ohne selbständige Besiedlungsmöglichkeiten bei Beachtung genetischer und seuchenhygienischer Voraussetzungen besetzt werden müßten.

Zusätzlich wäre die Abfassung regionaler Roter Listen angebracht.

19. Steinbeißer

19.1 Frühere Vorkommen

Der Steinbeißer war in Mitteleuropa bereits während der Glazialperioden heimisch (Thienemann, 1950).

Wagner (1846) gibt die Art für die Gegend um Nürnberg und Erlangen an. Leiblein (1853) belegt sein Vorkommen im Main selbst. Rosenhauer (1858) benennt ihn in Schwabach, Regnitz, Rednitz und Pegnitz, Jäger (1858) führt ihn im Main an, Siebold (1863) bescheinigt eine sehr große Verbreitung in stehenden, aber auch fließenden Gewässern. Jäckel (1864) beschreibt seine Verbreitung: "...überall in stehenden Gewässern, in Flüssen und Bächen nicht selten." Nach Zenk (1889a) kam der Steinbeißer im Main zur Zeit der Niederschrift noch ziemlich häufig unter Steinen vor, als weitere Fundorte gibt er die Mömling, Pleichach und Wern an, während zur Zeit des Berichts Buxbaums (1893b) der Steinbeißer bereits aus dem Main verschwunden war. Brückner (1926) bezeichnet ihn als seltener als die Bachschmerle, doch überall in Gewässern, insbesondere Rodach, Itz, Lauter, in der Effelter und in der Steinach. Stadler (1961) befragte Forstmeister Härter (Weißenbach/Rhön): "Zuweilen an der Einmündung kleinerer Seitenbäche, bei Aschaffenburg auch heute noch vereinzelt im freien Main. Sie muß als einer unserer seltensten Fische bezeichnet werden. In 60 Jahren ist mir nie eine Dorngrundel untergekommen." Nach Lelek (1976) ist der Steinbeißer aus dem Main verschwunden.

19.2 Die mit Hilfe der Kartierung ermittelte heutige Verbreitung

a) Main-Regnitzgebiet

Vereinzelte Vorkommen bestehen im Weißen Main oberhalb Kulmbachs, im Mittelfränkischen Becken, in der fränkischen Rezat bei Spalt, in der Regnitz oberhalb des Kraftwerks Franken II, in der Aurach bei Neuses, in der Rauhen und Reichen Ebrach bei Frensdorf und in der Tauber, wo man einen starken Bestand antrifft. In der fränkischen Saale bei Hall und Hausen bis Aura sowie in der unteren Sinn sind schwache Populationen nachgewiesen. Im Stadtweiher Kemnath ist ein guter Bestand vorhanden. Ein Verschwinden der Art ist im Main bei Haßfurt, bei Randersacker und bei Lohr, wie in der Bibert belegt.

d) Bayerisches Elbegebiet

Im bayerischen Elbegebiet besitzt die Art keine Vorkommen.

19.3 Mögliche Fehlerquellen der Bestandsbeurteilung

Die versteckte Lebensweise der Art ermöglicht eine erhebliche Verzerrung der Bestandsdarstellung, die durch geringes Interesse der Fischerei potenziert wird. Zusätzlich wurde ein Teil ihrer Wohngewässer, Gräben und kleinere Bäche, in der Erfassung nicht berücksichtigt.

19.4 Situation

In der graphischen Darstellung (Karte 21) zeigt sich eine außerordentlich schwache Besiedlung Nordbayerns mit Schwerpunkt im Mittelfränkischen Becken mit seinen schwachströmenden sandigen Gewässern und einigen schwachen, isolierten Beständen. Die Zahl der sicher als erloschen belegten Populationen, nämlich in Schwabach, Rednitz, Pegnitz, Rodach (Coburg), Itz, Lauter, Steinach, Pleichach, Wern, Mömling, Bibert und im Main, zeichnet nachdrücklich das Bild einer deutlichen Bestandsminderung, die durch Bless (1978), Blab und Nowak (1977) und die Rote Liste bedrohter Tiere in Bayern (Riess u.a., 1976) übereinstimmend Bestätigung findet, während die Rote Liste bedrohter Tiere in Bayern 1983 (Asen u.a., 1983) eine Verbesserung der Bestandssituation darstellt, die durch eine erhöhte Vorkommensfrequenz im Donau- und Alpenraum zu verstehen ist (Kußmaul, 1986).

19.5 Mögliche Ursachen der Gefährdung

Obgleich die geringen Vorkommen des Steinbeißers in der Regnitz bei Erlangen, in der fränkischen Rezat bei Spalt und in der Aurach (Erlangen) im Bereich der Kläranlage Neuses eine gute Toleranz gegenüber organischer Verschmutzung und Sauerstoffmangel vermuten lassen, spricht das Erlöschen der Bestände in der Pleichach, Wern, Rodach (Coburg), Itz, Lauter, Steinach oder Mömling für die Aussage Terofals (1977), die Art besitze hohe Ansprüche an die Wasserqualität. Indes erfuhr ein Teil dieser Gewässer nur geringgradige gewässerbauliche Veränderungen, während in der begradiigten Aurach Nachweise erbracht wurden.

Somit kann innerhalb der Kartierung kein kausaler Nachweis für die Gefährdung der Art durch Ausbau- und Unterhaltungsmaßnahmen, die Gaumert (1981) als bedeutendste bestandsmindernde Faktoren anspricht, angeführt werden. Ebenso besitzt

Fischer / Stepi

ARTENSCHUTZKARTIERUNG BAYERN STEINBEISSER (COBITIS TAENIA) FISCHERFASSUNG

STAND: 25.06.85

ERFASSUNGSJAHR

+ Fundort erloschen (Negativ-Nachweis)

● ab 1976

⊙ 1966-1975

⊗ 1946-1965

⊙ 1901-1945

○ ERFASSTE FUNDORTE



die Art geringe Laichsubstratspezifität, denn sie laicht auf Steinen, Wurzelwerk oder Pflanzen (Lelek, 1979).

Eine Erklärung für die Diskrepanz der Aussagen über Sensibilität gegenüber organischer Verunreinigung wäre vielleicht in einem Anpassungsphänomen zu finden, da ja bereits Lelek (1978) die Art in einem für sie ungewöhnlichen Biotop, nämlich in einem verschlammten, verkrauteten Altwasser des Rhein, das natürlicherweise einen geringen O_2 -Gehalt des Wassers besitzt, fand.

Der Bestandsschwund des Steinbeißers im Main dagegen begründet sich im Zusammenwirken zahlreicher beeinträchtigender Faktoren wie schlechte Wasserqualität, Sauerstoffmangel insbesondere am Grund durch Faulschlammabildung infolge Eutrophierung und Stauhaltung, Abschwemmung von Kies- und Sandbänken mit Mangel an pflanzenreichen Zonen, Vernichtung der Stillwasserbezirke mit gleichzeitiger starker Beunruhigung des Kulturflüchters durch Schiffsverkehr, toxische Belastungen und Abwärme. Jedoch zeigt der bei Randersacker in einem Erfassungsbogen angegebene Zeitpunkt des Erlöschens, nämlich in den 50er Jahren, daß die auslösenden Faktoren weniger im vorwiegend bereits in den 30er Jahren vollzogenen Stromverbau, sondern in der in den 50er Jahren einsetzenden massiven Belastung mit kommunalen und vor allem industriellen Abwässern mit gleichzeitiger Vernachlässigung der Buhnen und Altwässer zu suchen sind.

Ein weiterer Gefährdungsfaktor besteht, wie bei allen Arten, die nur sehr vereinzelte Vorkommen aufweisen, in einer Ausdünnung des Bestandes durch fehlende Zuwanderung (Bless, 1981), möglicherweise auch in einer genetischen Degeneration durch mangelnde Austauschmöglichkeiten der Populationen. Hauptursache der starken Gefährdung ist also die Spezialisierung der Art auf klare, langsam fließende Gewässer, also Gewässer I. und II. Ordnung, die im erfaßten Gebiet nahezu ausnahmslos eine starke Verunreinigung aufweisen.

19.6 Schutzmöglichkeiten

Um die schwachen isolierten Bestände des Steinbeißers zu erhalten und zu verdichten, müßten, in Anbetracht der Tatsache, daß eine oder mehrere Gefährdungsursachen nicht mit Sicherheit angesprochen werden können, alle Maßnahmen getroffen

werden, die unverzichtbare Voraussetzungen für die Entstehung organisch und chronisch wenig belasteter, mit natürlichen Strukturen ausgestatteter Gewässer oder zumindest von Refugialzonen darstellen, nämlich Ausbau von Kläranlagen, Drosselung der Einleitung von Nährsalzen und toxischen Substanzen, Pflege von Stillwasserbereichen und strukturelle Bereicherung monotoner Gewässerprofile. Zur Minderung der Isolation einzelner Bestände könnten vorsichtig vorgenommene Besatzmaßnahmen angezeigt sein. Jedoch wäre die Möglichkeit einer genetischen Anpassung der Art zu diskutieren.

Angesichts der unterschiedlichen Bestandsituation in den Hauptstromgebieten Donau und Main mit Elbezuflüssen sollte eine Berücksichtigung der regionalen Gefährdung in der Roten Liste erwogen werden.

20. Wels

20.1 Frühere Vorkommen

Nie der autochthonen Fischfauna des Main angehörend und auch im Rhein nur durch nacheiszeitliche Verbindungen mit der Donau heimisch (Thienemann, 1950), wurde der Wels in den Jahren 1972/73 bei Aschaffenburg erstmals eingesetzt und konnte sich inzwischen ansiedeln (Klausewitz, 1977a). Allerdings hielten Leiblein (1853) und Siebold (1863) ein zeitweises Eindringen des Welses in den Untermain aus dem mittleren Rhein für wahrscheinlich. Auch Brückner (1924) belegt den Fang eines Welses im Main bei Lichtenfels Ende des 19. Jahrhunderts.

20.2 Die mit Hilfe der Kartierung ermittelte heutige Verbreitung

a) Main-Regnitzgebiet

In einem Weiher bei Creussen findet man einen geringen Bestand, vereinzelte Vorkommen bestehen im Main bei Staffelbach und bei Bischberg, wo kein Besatz vorgenommen wird. Im Regnitzgebiet bewohnen schwache Populationen die fränkische Rezat bei Wasserzell, einen Baggersee an der schwäbischen Rezat, die gesamte Regnitz, den Rhein-Main-Donau-Kanal in Bamberg, die Aisch und Rauhe Ebrach, deren Mittelläufe durch Zuwanderung von durch Besatz eingebrachten Beständen des Unterlaufs besiedelt wurden, die Reiche Ebrach, deren Welsbestand infolge eines Weiherdammbrochs zuwanderte, und in einem Baggersee bei Eggolsheim.

In einem Teich und See bei Rothenburg ist die Art vereinzelt anzutreffen. Der unterfränkische Main besitzt im gesamten Verlauf schwache Bestände, so bei Eltmann hier ohne Besatz, Schweinfurt, Volkach, Ochsenfurt, Randersacker, Retzstadt, Marktheidenfeld, wo kein Besatz stattfindet, Kleinwallstadt, Niedernberg und Obernau, einen starken Bestand bei Aschaffenburg, wo zusätzlich zu Besatz eine natürliche Fortpflanzung erfolgt. Weitere Vorkommen sind in einem Teich an der Wern, im Krantzbergsee bei Herbstadt und in einem Baggersee bei Haßfurt belegt. Im Unterlauf der Mömling, Elsave, Gersprenz und Aschaff erfährt der Waller ein gutes Aufkommen.

b) Bayerisches Elbegebiet

Schwache Populationen findet man im Lettenbachsee (Hof), im Steinfurthteich und den Markgrafenteichen bei Selb sowie im Feisnitzstausee.

20.3 Mögliche Fehlerquellen der Bestandsbeurteilung

Fehlschätzungen des Bestandes könnten aus dem schwierigen Fang der Art entstehen.

20.4 Situation

Obgleich die Art in den 70er Jahren unseres Jahrhunderts erstmals im Maingebiet besetzt wurde, kann bereits eine gleichmäßige Verteilung der Nachweise in den potentiellen Wohngewässern Nordbayerns festgestellt werden (Karte 22). Mit wenigen Ausnahmen ist die starke Verbreitung allerdings auf Besatzmaßnahmen zurückzuführen, eine natürliche Fortpflanzung ist lediglich in einem Abschnitt des Mains belegt, nämlich bei Aschaffenburg. In den meisten Gewässern findet er ein mäßiges Aufkommen. Es kann jedoch keine Aussage über die Bestandsentwicklung getroffen werden, auch entstanden in den letzten Jahren Zweifel über die ökologische Vertretbarkeit dieser Besatzmaßnahmen, da fischereilich wertvolle Friedfischarten des Mains wie insbesondere die Schleie übermäßig dezimiert werden. Hierbei besitzt auch die lokale Unkenntnis der Techniken des Welsfanges nicht geringe Bedeutung (Wondrak, 1981).

Fischer / Biegel

ARTENSCHUTZKARTIERUNG BAYERN WELS (SILURUS GLANIS) FISCHERFASSUNG

STAND: 25.06.85



20.5 Mögliche Ursachen der Gefährdung

Eine naheliegende Erklärung für den geringen Fortpflanzungserfolg und das teilweise schwache Aufkommen der besetzten Welse wäre die mangelnde natürliche Eignung der Biotop, da vereinzelte ältere Nachweise eines Aufstiegs aus dem Rhein, die ebenfalls keine Ansiedlung zur Folge hatten, vorhanden sind (Brückner, 1926).

Allerdings weist der Main, in dem die Besatzmaßnahmen vorwiegend vorgenommen werden, in seinem heutigen Zustand nur noch sehr wenige der im 19. Jahrhundert vorhandenen Biotop auf, so daß ein Vergleich nicht möglich ist.

Die ökologischen Ansprüche der Art, die sich in der Lebensweise widerspiegeln, zeigen das vor allem die Fortpflanzung umfassende Bedürfnis nach großzügigen, pflanzenbestandenen Stillwasserbezirken, die im Main in nur geringem Maße zu finden sind.

Organische Verunreinigung scheint der adulte Wels der Natur seiner Wohngewässer gemäß gut zu tolerieren, die zunehmende Eutrophierung des Mains bietet dem gefräßigen Raubfisch aufgrund des explosiven Wachstums der Weißfischbestände beste Lebensbedingungen.

20.6 Schutzmöglichkeiten

Da von seiten der Fischerei Beurteilungen eines ökologischen Schadens dieser Art im ursprünglich nicht besiedelten Maingebiet ausgesprochen wurden, sollten weitere Besatzmaßnahmen nicht vorgenommen werden, zumal es sich um keine autochthone Art handelt.

Um eine natürliche Fortpflanzung der Art zu ermöglichen, wären die Pflege und der Ausbau ausgedehnter und verkrauteter Buhnen und Altwässer unbedingte Voraussetzungen.

21. Quappe

21.1 Frühere Vorkommen

Die Rutte konnte sich als kaltstenotherme Art der glazialen Mischfauna während der Vereisungsperioden in den Gewässern des Main- und Elbegebietes ansiedeln (Thienemann, 1950).

Wagner (1846) nennt sie im Würzburger und Erlanger Raum, Weber (1851) führt sie auf in Main, Rotem Main, Rodach, Saale, Tauber, Rezat, Rednitz und Regnitz; auch Leiblein (1853) beschreibt sie als im ganzen Maingebiet in Flüssen und Seen vorkommend. Rosenhauer (1858) nennt sie "häufig in allen Flüssen", in Pegnitz, Rednitz, Aurach, Regnitz, Schwabach und Seebach, selten in der Wiesent und im Kanal. Fraisse (1880) berichtet, die Rutte sei früher häufig im Main gewesen, jetzt seltener. Zenk (1889a) bezeichnet sie als "ziemlich häufig im Maine und dessen Nebenläufen, namentlich in der Saale", und erwähnt (1889b) ihr Auftreten in der Kahl, in der Itz mit Nebengewässern, Baunach, Nassach sowie in der unteren Sinn. Nach Herrmann (1911) fand man sie in Oberfranken im Weißen Main bei Trebgast sehr häufig, es wird sogar Ausrottung angeraten, im Döbelbach, einem Nebenbach der Steinach, in der Regnitz, Truppach, in der Itz, in der sächsischen Saale, der Selbitz. Brückner (1926) beschreibt sie als in allen Gewässern des Coburger Raumes vorkommend, besonders in der Kreck, Rodach und deren Nebenbächen, in großer Zahl im Main, in der Itz und Steinach. Kuhn (1947) stellt fest, sie sei in der Regnitz, Aurach und im Donau-Main-Kanal, jedoch nirgends in großer Anzahl. Stadler (1961) schreibt: "... laicht noch im Fluß an reißenden Stellen.... vor der Regulierung durch Zuzug vom Rhein ein häufiger Fisch, bei Schweinfurt galt sie 1925 noch als sehr häufig; heute noch zu finden im offenen Main, in Saale und Sinn, Schondra, Aurach, Hafenlohr und unterer Lohr." Nach Unverfähr (1961) hörte der Fang im Main in größeren Mengen 1944 schlagartig auf. Auch in der Aisch war die Rutte nach Pleyer (1981a) ursprünglich heimisch.

21.2 Die mit Hilfe der Kartierung ermittelte heutige Verbreitung

a) Main-Regnitzgebiet

Im Roten Main besteht im Stadtgebiet Bayreuths ein gutes, unterhalb Bayreuths ein mäßiges Aufkommen der Rutte. Auch der Main bei Staffelbach mit einem Altwasser und der Unterlauf der Itz weisen einen geringen Bestand auf. Schwache Populationen finden sich weiter in der Rednitz, in der gesamten Pegnitz unterhalb Ranna, in der Bibert, Zenn, in der Aisch und im Clonsbach, für die 1980 der letzte Nachweis erbracht wurde. Der Main zeigt vereinzelte Vorkommen bei Schweinfurt und Aschaffenburg, hier 1982 zuletzt nachgewiesen. Ein Erlöschen der Bestände ist bei Haßfurt und Lohr belegt. In der fränkischen Saale bei Hammelburg und in der Thulba sind Populationen mit geringer Individuendichte anzutreffen, in der unteren Sinn und Aura konnte die Rutte seit 1976 nicht mehr beobachtet werden.

b) Bayerisches Elbegebiet

In geringer Anzahl findet man die Rutte in der sächsischen Saale oberhalb Hofs, in der südlichen Regnitz bei Tauperlitz und im Löstenbach (Hof). Die vereinzelt früheren Vorkommen in der Pulschnitz konnten seit dem Fischsterben 1982 nicht mehr bestätigt werden. Die Eger und Rösau weisen schwache, die Wondreb starke Bestände auf.

21.3 Mögliche Fehlerquellen der Bestandsbeurteilung

Die früheren und heutigen Vorkommen der Rutte sind aufgrund großer fischereilicher Beachtung als Beutefisch wie als "Laichräuber" gut erfaßt.

21.4 Situation

Die graphische Darstellung (Karte 23) spiegelt eine sehr dünne Besiedlung Nordbayerns mit Verbreitungsschwerpunkt in den bayerischen Elbezuflüssen wider, die Bestände weisen mit wenigen Ausnahmen eine nur geringe Größe auf. Die hier offensichtliche Gefährdung der Art, die in der Roten Liste bedrohter Tiere in Bayern (Asen u.a., 1983) und der BRD (Blab, Nowak, 1977) in stärkerem Grad von Bless (1978) ausgesprochen wird, wird durch die beeindruckende Zahl der Gewässer, in denen ein Bestandserlöschen nachgewiesen ist, nachdrücklich dokumentiert. So konnten für die früheren Bestände im Weißen Main, im vereinigten Main bei Lichtenfels, in der Rodach (Kronach u. Coburg), Steinach, Kreck, Itz, in der Rezat, Rednitz, Regnitz, Aurach, Schwabach, Wiesent, im Rhein-Main-Donau-Kanal, in der Nassach, Sinn, Schöndra, in der unteren Lohr und Hafenlohr, in der Selbitz und Pulschnitz keine Nachweise mehr erbracht werden. Main und fränkische Saale, in denen reiche frühere Bestände belegt sind, erfuhren eine deutliche Minderung der Populationsdichten. Dabei ist allerdings zu berücksichtigen, daß im Gegensatz zu vielen bedrohten Kleinfischarten eine große Nachweisfrequenz aus der älteren Literatur vorliegt. Ein Vergleich mit der Bestandsituation im Donau- und Alpenraum zeigt eine wesentlich stärkere Bedrohung der Rutte im Main- und Elbeinzugsgebiet (Kußmaul, 1986).

21.5 Mögliche Ursachen der Gefährdung

Das Verschwinden der Rutte aus zahlreichen nordbayerischen Gewässern, z.B. der Nassach, Rezat, Aurach, Schwabach, Kreck, Rodach (Coburg), Regnitz oder

Hocher / Haupt

ARTENSCHUTZKARTIERUNG BAYERN

RUTTE (L. LOTA)

FISCHERFASSUNG

STAND: 25.06.85



Main ist durch das von Terofal (1977) und Bless (1978) als Gefährdungsursache genannte hohe Sauerstoffbedürfnis besonders der juvenilen Stadien zu erklären, dem die organisch z.T. sehr stark verschmutzten Gewässer nicht Genüge leisten können. Dagegen werden adulte Tiere nicht zuletzt infolge Abwanderung und Abdriftung aus Wohngewässern sogar im sauerstoffarmen Main bei Schweinfurt gefunden (Braun, 1983). Gerade die Laichplätze, nämlich Kiesbänke, erfahren durch organische wie eutrophierende Substanzen eine Verschlammung mit starker Sauerstoffzehrung, die bei Entstehung von Faulschlamm durch völligen O_2 -Mangel der grundnahen Schichten zur Erstickung des Laichs und der mit weniger leistungsfähigen Kiemen ausgestatteten Larven führt (Bless, 1978).

Bestandsrückgänge infolge gewässerbaulicher Maßnahmen, die Bless (1978) aufgrund der Abschwemmung des Laichsubstrates sowie des Mangels an Unterstandsmöglichkeiten als weitere Gefährdungsfaktoren anspricht, sind im Rahmen der Datenerfassung nicht beweisführend zu belegen, in Main und Regnitz jedoch nicht auszuschließen.

Jedoch sind völlige Bestandsregressionen auch aus Gewässern belegt, die große Strecken von guter Wasserqualität und naturnaher Strukturierung besitzen (Anon., 1985b), wie z.B. Sinn, Schondra, die nur dünn besiedelte fränkische Saale, Lohr, Rodach, Selbitz, Pulschnitz, Weißer Main oder Wiesent, in denen sich die von Bless (1979a) ausgesprochene Behinderung der für den Fortbestand der Art unumgänglichen Laichwanderungen durch Stauhaltungen und Abwasserschranken mit den Folgen der Isolierung und damit Vitalitätsminderung einzelner Bestände und Ausdünnung durch Abwanderung und Abdriftung sowie mangelnde Wiederbesiedlung nach Fischsterben als mögliche Ursache offenbart. So weisen Schondra, Aura oder Selbitz stark belastete Strecken in den Unterläufen auf, die als Abwasserschranken wirksam werden könnten. Dagegen ist in der Sinn der Oberlauf als potentiell Laichgebiet einer sehr starken organischen Verunreinigung ausgesetzt. Eine Hemmung der Zuwanderung infolge Stauhaltungen, insbesondere des Mains, wäre in der Lohr, in der fränkischen Saale mit Sinn, in der Rodach, im Weißen Main oder in der Wiesent denkbar.

Weiterhin ist eine Beeinträchtigung der Art von seiten der Fischerei zu berücksichtigen, denn die Rutte war in der Vergangenheit und teilweise noch in der Gegenwart Gegenstand einer intensiven Verfolgung als Laichräuber (Herrmann,

1911), der aufgrund seiner winterlichen Aktivität besonders die Bachforellenbestände reduziert. Hierin könnte das Erlöschen der Ruttenpopulation im Weißen Main oder in der Wiesent eine zusätzliche Erklärung finden.

Der Wahl ihrer Wohngewässer gemäß dürfte die Art durch Gewässerversauerung keine Schädigung finden, in der Hafenlohr jedoch könnte ein kausaler Zusammenhang mit dem Verlust der Population bestehen.

Ein von Terofal (1977) angesprochener zu starker Besatz mit Aalen kann infolge der gleichzeitigen kommunalen und industriellen Belastungen der mit Aalen besetzten Gewässer nicht unabhängig als weitere Ursache der Bestandsminderung ermittelt werden.

21.6 Schutzmöglichkeiten

Eine Erstarkung der Ruttenbestände könnte durch Verminderung der organischen Verunreinigung sowie der häufig wenig beachteten Eutrophierung und insbesondere durch Beseitigung von als isolierende Schranken wirkenden Abwasserlaststrecken in ansonsten gering verunreinigten Gewässern erreicht werden. Die mechanische Behinderung der Migrationen wäre durch Erhöhung der Effektivität von Fischtreppen sowie durch Verminderung der Höhendifferenz in kleineren Stauhaltungen abzuschwächen (Wiesner, 1971; Wilke, 1980). Weiterhin ist der Laichsubstratspezifität der Art durch Erhaltung oder Wiederherstellung geeigneter Laichplätze und dem Bedürfnis nach Versteckmöglichkeiten durch Förderung großer Strukturvielfalt der Biotope Genüge zu leisten.

Fischereiliche Eingriffe in die Bestandssituation sollten nicht in drastischer Form vorgenommen werden, da zudem die Bedeutung der Art als "Schädling" häufig erheblich überschätzt wird (Harsanyi, 1985). Zusätzlich wäre die Abfassung einer regionalen Roten Liste zu erwägen.

22. Dreichstachliger Stichling

22.1 Frühere Vorkommen

Als nördliche Gletscherrandart der glazialen Mischfauna verbreitete sich der große Stichling während der Eiszeiten im Main- und Elbegebiet, nicht jedoch im Donaauraum (Thienemann, 1950).

Bloch (1783) schildert das Auftreten des großen Stichlings als stellenweise so zahlreich, daß man ihn als Dünger auf den Äckern verwendete. Nach Wagner (1946) kam er im Erlanger/Nürnberger Raum nicht vor, auch bei Weber (1851) und Rosenhauer (1858) findet er keine Erwähnung. Leiblein (1853) allerdings beschreibt sein Vorkommen in den Flüssen des Mains. Jäger (1858) benennt ihn ebenfalls im Maingebiet. Siebold (1853) bezeichnet die kleineren Seitenbäche des Rheins und Mains und deren tote Arme als Lieblingsaufenthalt des Stichlings. Böttger (1869) führt ihn als selten im Main, jedoch häufig in Gräben an. Er galt nach Zenk (1889a) als "einer der gefährlichsten Laichräuber" und deshalb als vernichtenswert: "Er scheint glücklicherweise im Main an Zahl nachzulassen..." Nach Herrmann (1911) fand man ihn in der Wiesent. Brückner (1926) belegt den großen Stichling als weit verbreitet im Raum Coburg, in ungeheurer Zahl in Steinach, Sulz, Itz und Rodach. Kuhn (1947) schreibt über ihn, er sei sehr häufig in der Regnitz und ihren Nebenbächen. Unverfähr (1961) berichtet, er sei sehr selten und werde vereinzelt in den Altwässern des Main gefangen, nach Stadler (1961) dagegen werde er in Altwässern nicht beobachtet, sei jedoch in allen Wiesengräben und Tümpeln zu finden und bevorzuge Kalkgebiete. Als Fundort führt er namentlich den Unkenbach bei Schweinfurt an.

22.2 Die mit Hilfe der Kartierung ermittelte heutige Verbreitung

a) Main-Regnitzgebiet

Dichte Bestände des Stichling bewohnen die Steinach und den Häselichgrund bei Rüttmannsdorf, seltener tritt er im Fischbacher Teich bei Coburg auf. Vereinzelt wird er in den Bachzuläufen des Mains bei Bischberg und in einem Baggerloch an der Baunach bemerkt. Die größte Nachweisdichte besteht im Regnitzgebiet, denn fränkische Rezat, die untere Aurach, die Aisch, Tief, Reiche und Rauhe Ebrach mit Ausnahme des Oberlaufs, Schrapbach, der Umlaufgraben der Ebracher Teiche, der Weisachsee bei Schornweisach und die Zulaufgräben bei Oberhöchstädt tragen starke Populationen. Die untere Regnitz, die Wiesent im Unterlauf mit Nebenarmen, der Laimbach, der Oberlauf der Rauhen Ebrach und die Tauber bei Rothenburg weisen dagegen nur geringe Bestände auf. Im Main wird der Stichling vereinzelt bei Sulzfeld, Randersacker, Erlabrunn, in einem im Hochwassereinzugsgebiet gelegenen Baggersee bei Veitshöchheim, bei Niedernberg, in der Obernauer Schleuse und bei Aschaffenburg nachgewiesen. Als erloschen werden die früheren Bestände bei Haßfurt und Lohr bezeichnet. In der Pleichach zeigt die Art ein

gutes, in der Wern sowie in den Zulaufgräben eines anliegenden Teiches ein mäßiges Aufkommen. In den Zuläufen des Aubstadter Sees bei Bad Königshofen wird er häufig, in der fränkischen Saale und in der unteren Streu vereinzelt bemerkt.

b) Bayerisches Elbegebiet

In der sächsischen Saale und Eger mit Zuflüssen sind keine bekannten Fundorte vorhanden.

22.3 Mögliche Fehlerquellen der Bestandsbeurteilung

Die fehlende Erfassung bevorzugter Wohngewässer wie Gräben und kleinster Tümpel verstärkt die aufgrund geringen Interesses von seiten der Fischerei anzunehmende Unvollständigkeit des Verbreitungsbildes. Als verfälschender Faktor der natürlichen Verbreitung ist auch das häufig unbeabsichtigte Einbringen der Art als Köder- oder Beifisch von Besatzmaterial zu erwähnen.

22.4 Situation

In der graphischen Auswertung der Nachweise (Karte 24) stellt sich eine auf das mittelfränkische Flußgebiet und den Mainverlauf konzentrierte Verbreitung mit großer Nachweisdichte dar, während im Elbeinzugsgebiet geeignete Biotope weitgehend fehlen. Ein großer Teil der Bestände weist eine nur geringe Größe auf und auch ein Erlöschen von Populationen im Itz-Einzugsbereich, in dem allerdings Nachweise aus der Teichwirtschaft vorhanden sind, und in einigen Abschnitten des Mains konnte ermittelt werden, wobei die mäßige Nachweisfrequenz älterer Dokumente Berücksichtigung finden sollte. So kann eine Beeinträchtigung der Fortpflanzung und damit eine Gefährdung, die auch von Bless (1978) angesprochen wurde, angenommen werden.

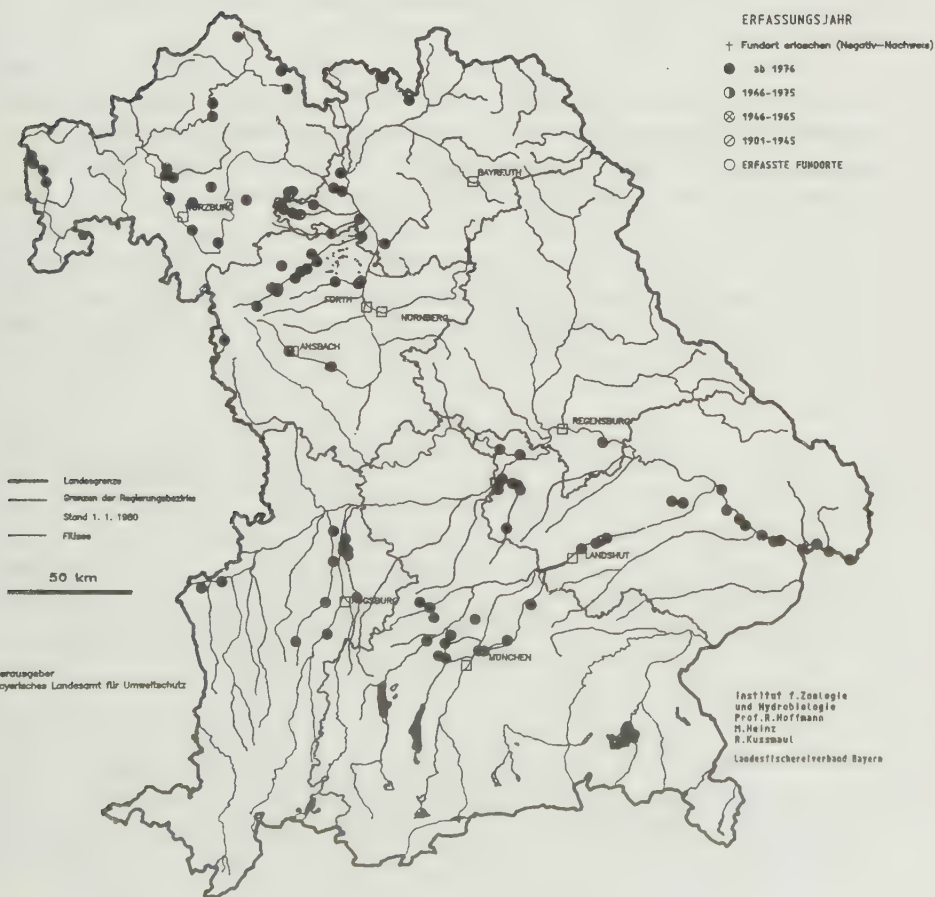
22.5 Mögliche Ursachen der Gefährdung

Vorkommen des Dreistachligen Stichlings im Main bei Aschaffenburg, in der Pleichach, in der unteren Aisch, fränkischen Rezat oder Steinach zeigen, daß die euryhaline Art (Müus, Dahlström, 1981) organische Verunreinigung, übermäßige Anreicherung von Nährsalzen und damit Sauerstoffmangelzustände gut toleriert, dennoch offenbart sich in der deutlichen Präferenz für gute Wasserqualität, die bei einer vergleichenden E-Abfischung ober- und unterhalb des Kläranlagenauslaufs Neuses in der

Fisch / Fw / Bspgl

ARTENSCHUTZKARTIERUNG BAYERN DREIST.STICHLING(GASTEROST.ACULEATUS) FISCHERFASSUNG

STAND: 25.06.85



Aurach festzustellen war, aber auch in der geringen Populationsdichte der oben genannten Gewässer eine deutliche Beeinträchtigung der Art.

Ein bestandsmindernder Faktor von großer Tragweite ist die von Bless (1978) genannte Vernichtung von für die Art unverzichtbaren Biotopen, nämlich ausgedehnter Flachwasserzonen mit dichtem Pflanzerbewuchs. So konnte in den extrem durch Stauhaltungen geprägten Abschnitten des Mains bei Haßfurt oder Lohr ein völliges Verschwinden der Art bemerkt werden, während die Gewässer mit großer Nachweishäufigkeit wie Aisch, Tief, Rauhe und Reiche Ebrach, fränkische Rezat, Pleichach oder ein Schleusenbereich bei Obernau ausnahmslos naturnahe Gewässerstrukturen mit gut erhaltenen Altarmen aufweisen.

Einen weiteren Refugialraum findet man aus diesem Grunde in den extensiv bewirtschafteten Teichen insbesondere des fränkischen Weihergebietes, Teiche mit Karpfenintensivhaltung hingegen bieten der Art infolge übermäßiger Nahrungskonkurrenz und mangelnden Pflanzenbewuchses nur mäßiges Aufkommen.

In Anbetracht der häufigen, dichten Populationen in den Flüssen des Regnitzgebietes, die sich in Kommunikation befinden, im Gegensatz zu den schwachen Beständen im durch Stauhaltungen in unabhängige ökologische Abschnitte geteilten (Heuschmann, 1954) Mains wäre der Gesichtspunkt der Ausdünnung durch Isolation zu berücksichtigen.

Eine Konstitutionsschwäche durch den von Terofal (1977) angeführten Parasitenbefall mit *Schistocephalus spec.* konnte in der Auswertung des Datenmaterials nicht ermittelt werden.

Eine nicht ausschlaggebende, jedoch zu beachtende Minderung der Bestände erfolgte in der Vergangenheit durch die Fischerei aufgrund intensiver Verfolgung als Laichräuber (Zenk, 1889a), die eine Erklärung für die Regression der Bestände im Itzgebiet darstellen könnte.

22.6 Schutzmöglichkeiten

Als wichtigste Maßnahmen zur Förderung der Stichlingsbestände sind die Erhaltung und Wiederherstellung seiner Wohngewässer, vorwiegend verkrauteter

Altarme und natürlicher und künstlicher Kleingewässer zu nennen, die, falls eine Verbesserung der Migrationsmöglichkeiten wie z.B. im Main nicht durchführbar ist, mit überlegten Besatzmaßnahmen unterstützt werden könnten.

23. Neunstachlicher Stichling

23.1 Frühere Vorkommen

Der Zwergstichling war als Art der eurythermen glazialen Mischfauna während der Vereisungsperioden in Mitteleuropa verbreitet (Thienemann, 1950).

Über das ursprüngliche Vorkommen in bayerischen Gewässern besteht jedoch Unklarheit in der Literatur. Thienemann (1950) berichtet, er werde von einigen Autoren für das Donaugebiet angegeben, solle aber nach anderen in Süddeutschland fehlen. Weber (1851) beschreibt für den Zwergstichling dasselbe Verbreitungsgebiet wie das des dreistachligen Stichlings. Siebold (1863) stellt fest, er steige im Rhein bis Speyer hoch. Kühn (1947) schreibt, er solle bei Bamberg in der Regnitz vorkommen. Stadler (1961) gibt seine Verbreitungsgrenze nördlich des Maingebietes an, auch Lelek (1976) bezeichnet ihn als nicht vorkommend. Nach Terofal (1985, pers.Mitt.) ist aber der Zwergstichling im Maingebiet autochthon.

23.2 Die mit Hilfe der Kartierung ermittelte heutige Verbreitung

a) Main-Regnitzgebiet

Die wenigen bekannten Fundorte des Neunstachligen Stichling sind die fränkische Rezat bei Spalt mit anliegenden Gräben, ein Teich im Aischgrund und ein Graben bei Beiersdorf, in denen er zahlreich auftritt, weiterhin der Main bei Bischberg und bei Aschaffenburg, ein Baggersee im Hochwassereinzug bei Veitshöchheim und die Zuflüsse eines Teichs an der Wern, die nur mäßig dichte Populationen bergen.

b) Bayerisches Elbegebiet

Hier wurde kein Vorkommen nachgewiesen.

Hofner / Stigert

ARTENSCHUTZKARTIERUNG BAYERN

NEUNST.STICHLING(GASTEROST.PUNGITIUS)

FISCHERFASSUNG

STAND: 25.06.85

ERFASSUNGSJAHR

+ Fundort erloschen (Negativ-Nachweis)

● ab 1976

⊙ 1966-1975

⊗ 1946-1965

⊙ 1901-1945

○ ERFASSTE FUNDORTE



23.3 Mögliche Fehlerquellen der Bestandsbeurteilung

Angesichts der Vorliebe der Art für durch die Fischerei nicht nutzbare Kleinstgewässer werden erhebliche Lücken der Erfassung vermutet. So wurde ein Teil der wenigen Nachweise durch zufällige persönliche Mitteilungen erbracht.

23.4 Situation

Die geringe Repräsentanz der älteren und gegenwärtigen Nachweise (Karte 25) erlaubt keine Beurteilung der Bestandssituation und -entwicklung. Aufgrund der Parallelitäten der Lebensweise mit dem großen Stichling können ähnliche Gefährdungsursachen, wie auch Schutzmaßnahmen, die insbesondere Kleinstgewässer einschließen, angenommen werden.

24. Koppe

24.1 Frühere Vorkommen

Als südliche Gletscherrandart breitete sich die Groppe während der Glazialperioden in Mitteleuropa aus (Thienemann, 1950).

Wagner (1846) nennt die Koppe im Würzburger und Nürnberg-Erlanger Raum. Weber (1851) gibt sie nur für das Saale- und Taubergebiet an. Leiblein (1853) benennt sie im Main sowie in Nebenflüssen. Rosenhauer (1858) belegt die Koppe in außerordentlicher Menge in der Pegnitz, Schwabach, Trubach und Wiesent, nicht auftretend in der Rednitz und Regnitz. Als überall in Seen, Flüssen und Bächen mit sandigem und kiesigem Grunde einheimisch, besonders in reinem, frischem Wasser, bezeichnen sie Siebold (1863) und Jäckel (1864). Nach Zenk (1889a) war sie im Main selbst seltener zu finden, aber desto häufiger in den Nebenbächen, insbesondere den Forellengewässern, gefürchtet war sie als Laichräuber: "... übersteigt der Schaden weit seinen Nutzen." Genannt wird sie namentlich (Zenk, 1889b) in der Erf, Itz und Hafenlohr. Herrmann (1911) stellt fest, sie sei in jedem Forellengewässer Oberfrankens zu finden. Für das Coburger Land erwähnt sie Brückner (1926) als sehr häufigen Grundfisch. Nach Kuhn (1947) war sie in Regnitz und kleinen Nebenflüssen verbreitet. Stadler (1961) berichtet, sie sei in der Hafenlohr und im Rechtenbach sehr häufig. Unverfähr (1961) schreibt, sie komme im Main selbst nicht mehr vor. Auch Lelek (1976) beurteilt sie als im Main verschwunden.

24.2 Die mit Hilfe der Kartierung ermittelte heutige Verbreitung

a) Main-Regnitzgebiet

Die Koppe tritt vereinzelt im Weißen Main oberhalb Kulmbachs, im vereinigten Main bei Mainleus, sehr selten im Roten Main auf. Die Weismain trägt einen Bestand von geringer Dichte, mit großer Häufigkeit ist sie in der oberen Rodach, im Wasserspeicher Mauthaus, in der Kremnitz, in der Kronach bei Steinberg und in der Wilden Rodach bei Wallenfels anzutreffen, seltener in der Rodach bei Kronach, in der Grümpel und im Hassbach bei Ludwigstadt. Die Itz, insbesondere oberhalb Coburgs, und die Lauter besitzen gute Bestände, in der Sulz bestehen geringe Vorkommen. Individuenreiche Populationen weisen der Igelsbach, ein Zufluß des Brombachs, die Pegnitz oberhalb Hersbruck und der Röttenbach, schwächere Bestände die Pegnitz oberhalb Nürnbergs, Oberlauf der Bibert, der Zenn, der Oberlauf der Aisch mit Ehe, in denen 1981 der letzte Nachweis erbracht wurde, und der Oberlauf der Rauhen Ebrach auf. In der fränkischen Alb bestehen große Populationen in der Wiesent mit Ausnahme des dünner besiedelten Unterlaufs, im Trubach und in der Aufseß, seltener tritt sie in der Püttlach auf. Im Main bei Lohr und bei Aschaffenburg sind die früheren Bestände erloschen. Den unterfränkischen Nachweisschwerpunkt stellt die fränkische Saale mit ihren Zuflüssen dar. So wird die Koppe in der Saale bei Hammelburg und Hausen bis Aura und in der Milz vereinzelt beobachtet, in großer Anzahl ist sie in der Streu mit Els, Bahra und Sulz, im Heubach bei Leubach, in der Brend, Wannig, Thulba, Schondra, Aura und Sinn zu erheben. In der Lohr mit ihren Nebenbächen kommt sie vereinzelt vor, in der Hafenlohr ist die schwache Population weiter in Abnahme begriffen.

b) Bayerisches Elbegebiet

Von den erfaßten Nebenbächen der sächsischen Saale ist die Koppe in der Lamitz, in der Möschnitz, im Zinnbach vereinzelt, im Bernsteinbach, Mähringsbach und im Höllbach bei Rehau häufig vorkommend. In der Pulschnitz kann der geringe frühere Bestand seit einem Fischsterben 1982 nicht mehr nachgewiesen werden. Eine schwache Population hält sich in der Selbitz bei Volkmannsgrün und Naila.

24.3 Mögliche Fehlerquellen der Bestandsbeurteilung

Lücken der Erfassung entstehen durch die versteckte Lebensweise und die bestens an den Untergrund angepaßte Morphologie der Koppe, aber auch durch die im

Vergleich mit größeren Gewässern zu geringe Erfassung von Salmonidenbächen als bevorzugte Biotope. Auch die häufig fehlende Nennung in den Unterlagen der Elektrofischerei sollte Berücksichtigung finden.

24.4 Situation

Die Vorkommen der Koppe zeigen in der graphischen Darstellung (Karte 26) eine gleichmäßige Verteilung über Nordbayern mit mäßiger Dichte, die Bestandsgröße weist lokale Unterschiede auf. Da trotz geringer Beachtung in der älteren Literatur in einigen Gewässern ein Erlöschen des Bestandes belegt wurde, so im Main, in der Schwabach, Regnitz, in der unteren Itz und Erf, und in einer großen Anzahl von Gewässern nur geringes Aufkommen beobachtet wird, erfährt die von Blab und Nowak (1977), von Asen u.a. (1983) und Bless (1978) beurteilte Gefährdung der Art eine Bestätigung.

24.5 Mögliche Ursachen der Gefährdung

Als bedeutende bestandsmindernde Faktoren erweisen sich nach Bless (1978) Veränderungen des Bachbettes wie Begradigung mit Egalisierung der Gewässersohle und der Bau von Sohlabstürzen. So findet die Art gemäß ihren hohen Ansprüchen an die Vielfältigkeit der Sedimente, der Strömungsgeschwindigkeit und der Uferarchitektur keinerlei Überlebenschmöglichkeit in den begradigten Strecken des Bernsteinbaches oder der Aufseß, in deren natürlich belassenen Abschnitten sie ein sehr gutes Aufkommen zeigt. Im Bärlasbach konnte 2 Jahre nach einer vollständigen Räumung noch kein Individuum nachgewiesen werden, während eine Wiederbesiedlung mit Forellen bereits, wenn auch mäßige, Erfolge zeigte. Gewässer mit sehr dichten Beständen wie Ödweißenbach, Wiesent, Trubach, Pegnitz, Mähringsbach, Höllbach oder wilde Rodach hingegen besitzen ausnahmslos natürliche Strukturierung.

Gleichzeitig stellen Bachbegradigung mit Erhöhung der Fließgeschwindigkeit und der Bau von durch schlechte Schwimmer wie die Koppe nicht zu überwindenden Sohlabstürzen (König, 1969) mögliche Ursachen für eine weitere Gefährdung, nämlich die von Gaumert (1981) genannte Isolation und Vitalitätsminderung einzelner Bestände, dar. Ebenso könnte das mäßige Aufkommen in der Rauhen Ebrach, der Bibert, der Zenn, in der Aisch oder im Haßbach bei Ludwigstadt

Fischer / Rieger

ARTENSCHUTZKARTIERUNG BAYERN

KOPPE (COTTUS GOBIO)

FISCHERFASSUNG

STAND: 25.06.85

ERFASSUNGSJAHR

† Fundort erloschen (Negativ-Nachweise)

● ab 1976

⊙ 1966-1975

⊗ 1946-1965

⊖ 1901-1945

○ ERFASSTE FUNDORTE



als Folge einer Isolation und Ausdünnung der Bestände angesehen werden, die sich in der als Migrationsschranke wirkenden schlechten Wasserqualität der Unterläufe begründet.

Gleichzeitig ist die Bestandsverarmung durch Verschlammung der Laichplätze und Sauerstoffmangel des Laichs und der Jungtiere infolge organischer Belastung und Anreicherung von eutrophierenden Stoffen zu berücksichtigen, wie das Erlöschen der Populationen in der unteren Itz, in der Schwabach und in der Rodach unterhalb der Kläranlage Nordhalben sowie der Rückgang der Populationsdichte in der Sulz und in der unteren Pegnitz vermuten lassen, da diese Gewässer verhältnismäßig geringe Verbauung aufweisen. Ebenso kann der Verlust der Bestände in Main und Regnitz im Zusammenspiel mit anderen Faktoren auf die starke Verunreinigung zurückgeführt werden.

Eine weitere Erklärung für lokale Rückgänge der Bestandsdichte, die in extremer Form, z.B. in Forellenaufzuchtbüchen wie Quellitzbach oder Lamitz, die kein oder nur geringes Aufkommen von Kleinfischen ermöglichen, Bestätigung findet, ist nach Gaumert (1981) in zu starkem Besatz mit Forellen zu finden. Jedoch können auch in Gewässern mit außerordentlich starken Salmonidenbeständen wie Aufseß oder Pegnitz auch dichte Populationen der Koppe bestehen. Somit scheint die Art bei ausreichender Integrität ihrer Biotope auch großen Raubfischdruck zu tolerieren. Die früher häufig durch die Fischerei ausgeübte Verfolgung der Koppe als Laichräuber (Zenk, 1889a) sollte der Vergangenheit angehören, zumal sich die Begründung dieser Verfolgung als unwahr erwies (Harsanyi, 1985), und dürfte nur noch in Einzelfällen Bestandsminderungen verursachen.

Zusätzlich ist die Beeinträchtigung der Art durch Versauerung der Bachoberläufe zu nennen, die ihre Wirkung in den bevorzugten Biotopen der Koppe entfaltet. Innerhalb der Kartierung konnte aufgrund fehlender Information über die ursprüngliche Bestandssituation kein Bestandserlöschen belegt werden, allerdings fällt auf, daß in den betroffenen Gewässern lediglich Bachforellen- und/oder Bachsaiblingmonokulturen festgestellt wurden (Fischer-Scherl, 1984/5 unveröffentlicht), zumal Bless (1981) eine Präferenz der Koppe für kalkreiche Gewässer vermutete.

Über eine von Lelek (1980) vermutete Verarmung der Bestände durch zu häufige E-Abfischungen kann aufgrund fehlender Daten keine Aussage getroffen werden.

24.6 Schutzmöglichkeiten

Außer Drosselung der organischen wie chemischen Verunreinigung könnte eine Verbesserung der Bestandssituation durch Auflockerung monotoner Gewässerstrukturen und Abflachung von Sohlabschürfen (Wiesner, 1971) erreicht werden. In Gewässern mit isolierten Beständen bzw. mit fehlender Wiederbesiedlung könnten Besatzmaßnahmen mit genetisch und in der Immunitätslage nahestehenden Populationen angezeigt sein.

25. Zander

25.1 Frühere Vorkommen

Der Zander ist ein postglazialer Einwanderer aus süd- und nordöstlichen Urstromverbindungen und findet seine ursprüngliche Verbreitung im Donaugebiet, wie an Nord- und Ostseeküsten mit tributären Gewässern (Thienemann, 1950). Zenk (1889a) belegt das Einsetzen des im Main- und bayerischen Elbegebiet nicht heimischen Zanders in den 80er Jahren des 19. Jahrhunderts. Auch der Erfolg dieser Besatzmaßnahmen im Mittelmain wird von ihm beschrieben: "... Mittlerweile hat sich die Zahl der Zanderfänge ansehnlich weiter gemehrt ... fing man dort zum Teil so kleine Zander, daß sie wohl nur als von den eingesetzten Zandern herrührende Brut betrachtet werden können." Brückner (1926) berichtet, der Zander sei 1894 im Obermain ausgesetzt worden, jedoch würden trotz ständiger Einsetzungen oberhalb Hallstadts nur sehr wenige Exemplare gefangen, und vermutet, das Mainwasser sei oberhalb Lichtenfels zu kalt; auch Fänge aus der Itz seien belegt. Stadler (1961) schreibt: "Der Zander, seit 80 Jahren immer wieder eingesetzt, hat sich gehalten und fortgepflanzt, so daß er heute Standfisch des Mains und der Saale ist. Er ist jedoch nicht häufig....", berichtet jedoch von Massenfängen in der Saale bei Gemünden um 1920. Unverfähr (1961) hält ihn für den "idealen Raubfisch für den offenen Main in seinem heutigen Zustand", allerdings räumt er ein: "Die Vermehrung des Bestandes erfolgt im Main durch Einsatz von Jungfischen, da eine natürliche Fortpflanzung dieses Fisches im Fluß nicht immer sicher ist (1951 sicher nachgewiesen)."

25.2 Die mit Hilfe der Kartierung ermittelte heutige Verbreitung

Da die Vorkommen der Art nahezu ausschließlich auf Besatzmaßnahmen zurückzuführen sind, finden lediglich Nachweise einer natürlichen Fortpflanzung bzw. das Fehlen eines Besatzes Erwähnung.

a) Main-Regnitzgebiet

Im Oberlauf des Main werden vereinzelte Vorkommen bei Mainleus, Kemmern und Staffelbach, häufige bei Bischberg, wo zusätzlich zu jährlichem Besatz ein Abblachen beobachtet wird, nachgewiesen. In den Baggerseen Mainauen und Waldau (Kulmbach), bei Strössendorf, Marktzeuln, Oberwallenstadt, in Schönbunn, in dem neben Besatzmaßnahmen eine natürliche Fortpflanzung erfolgt, im Waldsee und in einem Baggersee im Hochwassereinzugsgebiet bei Lichtenfels, im Riedsee, Mittelsee und Westsee in Staffelstein, im Baggersee Breitengüßbach und Zapfendorf zeigt die Art ein gutes Aufkommen, während die Teichanlage in Roth, der Baggersee in Trieb und der Creussener Weiher schwache Populationen bergen. Kleine Bestände finden sich ebenfalls in der unteren Itz und in einem Baggerloch an der Baunach, in dem kein Besatz stattfindet. Ein Baggersee an der schwäbischen Rezat und die fränkische Rezat tragen gute Bestände. Die Rednitz, die Untere Pegnitz, der Mittellauf der Aisch, die Unterläufe der Reichen und Rauhen Ebrach, in die er durch Hochwasser einwanderte, den Rhein-Main-Donau-Kanal bei Bamberg und Nürnberg, den Hollergraben in Bamberg, die Baggerseen bei Eggolsheim und Forchheim und den Baggersee Hirschaid bewohnen geringe Bestände. In einem Teich sowie in einem See bei Rothenburg und in einem Baggersee bei Bamberg ist er häufig anzutreffen. Auch in der Regnitz, im Rhein-Main-Donau-Kanal bei Forchheim, dessen Bestand in Zunahme begriffen ist, und im Unterlauf der Aisch zeigt er ein gutes Fortkommen mit Eigenvermehrung in letzterem Fluß. Im Main treten dichte Populationen bei Eltmann, Haßfurt, Ochsenfurt, Randersacker, Retzstadt, Markttheidenfeld, Trennfeld, Wertheim, Miltenberg, Kleinwallstadt, Obernau und Aschaffenburg auf, bei Schweinfurt, Sulzfeld, Marktbreit, Volkach, Veitshöchheim und Niederrnberg wird er seltener nachgewiesen.

Weitere Lebensräume sind die Baggerseen entlang des Main, so die Kiesgrube Grafenrheinfeld, der Baggersee Marktstefft, der Aubstädter See in Bad Königshofen, der Krantzbergsee bei Herbstadt, die Bücholder Teichanlage, der Mainparksee und ein Baggersee bei Kleinostheim, der Baggersee Mainaschaff und der Kristner See in Kahl, deren Bestände eine geringe Populationsdichte aufweisen. Bedeutendere Bestandsgrößen kennzeichnen den Baggersee Veitshöchheim, den Ellertshäuser See vor dem Ablassen und den Baggersee Großwallstadt, in dem neben Besatz eine natürliche Fortpflanzung belegt ist. Vereinzelte Vorkommen bestehen im Dettelbach, in der gesamten fränkischen Saale, in deren Oberlauf er durch Zuwanderung von aus Teichen entkommenen Individuen gelangte, in der unteren Milz, auch hier ohne Besatz, in den Unterläufen der Mömling, Gersprenz, Elsa und Aschaff.

b) Bayerisches Elbegebiet

In der sächsischen Saale oberhalb Hofs, im Untreusee und im Lettenbachsee bei Hof, in dem in den letzten Jahren nicht mehr besetzt wurde, bestehen geringe Vorkommen, während der Feisnitzstausee, die Markgrafenteiche, der Steinfurhtei und der Grimmsteich bei Selb reiche Bestände beherbergen.

Ein Vergleich der Bestandssituation Ende des letzten Jahrhunderts, also zu Beginn der Einbürgerung, mit der heutigen läßt eine starke Erweiterung der Lebensräume durch Besatzmaßnahmen erkennen.

25.3 Situation

Die nahezu ausschließlich auf Besatzmaßnahmen zurückzuführende Verbreitung des Zanders (Karte 27) erstreckt sich über das gesamte Main- und Elbeinzugsgebiet Bayerns, die Bestände besitzen vorwiegend große Dichten. Die guten Erfolge des Besatzes und die noch zunehmende Bestandsentwicklung in einigen Gewässern zeigen, daß die Art im genannten Gebiet geeignete Biotope findet, jedoch ist aus der geringen Anzahl der Nachweise von Eigenvermehrung eine Störung der Reproduktion zu erkennen, die bei Verzicht auf weitere Besatzmaßnahmen starke Bestandsregressionen zur Folge hätte.

ARTENSCHUTZKARTIERUNG BAYERN

ZANDER (*L. LUCIOPERCA*)

FISCHERFASSUNG

STAND: 25.06.85



25.4 Mögliche Ursachen der Gefährdung

Als Freiwasserräuber, der verkrautete Flachwasserzonen meidet, nicht auf Migrationsmöglichkeiten angewiesen ist und sommertrübe, also mesotrophe und eutrophe Gewässer mit großer Wassertiefe und geringer Strömungsgeschwindigkeit bevorzugt, erfährt der adulte Zander durch die Verbauung des Mains und der Regnitz wenig Beeinträchtigung und zeigt im Rhein-Main-Donau-Kanal sogar zunehmende Bestandsentwicklung. Auffällig ist, daß der vorwiegende Seenbewohner in Baggerseen dichtere Bestände entwickelt als im Main, wobei ein Zusammenhang mit der geringeren Belastung der Baggerseen, insbesondere mit industriellen Emissionen, nicht auszuschließen ist. Allerdings scheinen die Ansprüche der Art an die Wasserqualität gemäß dem guten Aufkommen in den z.T. einer erheblichen Verunreinigung unterliegenden Gewässern gering zu sein.

Die nach Bless (1978) und Gaumert (1981) eine Gefährdung auslösende Beeinträchtigung der Fortpflanzung ist in der Verschlammung und O_2 -Armut der Bodenzonen, in denen die Art ihre Laichplätze findet, infolge organischer Belastung und besonders der durch Stauhaltungen begünstigten Eutrophierung begründet. So weisen die Gewässer, in denen eine Eigenvermehrung belegt ist, wie der Main oberhalb Bischbergs und einige jüngere Baggerseen eine gute Wasserqualität und geringe chemische Belastung mit Nährsalzen, also Phosphaten und Nitraten, auf (Anonymus, 1984).

Auch die von Terofal (1977) ausgesprochene interspezifische Konkurrenz mit dem Hecht dürfte, da die Arten verschiedene ökologische Räume besetzen, nur in für den Zander weniger geeigneten Biotopen wie in der sächsischen Saale oberhalb Hofs oder in der Pegnitz wirksam werden, denn in den meisten Baggerseen entlang des Mains, im Main selbst, in der Regnitz, im Rhein-Main-Donau-Kanal oder in der Aisch zeigt der Zander ein gegenüber dem Hecht besseres Aufkommen.

25.5 Schutzmöglichkeiten

Eine Zunahme der natürlichen Fortpflanzung wäre außer durch starke Verminderung der Gewässerbelastung, insbesondere der Einleitung von Nährsalzen, durch Einbringen künstlicher "Laichnester", die erfahrungsgemäß gut angenommen werden, zu erreichen (Wondrak, 1981; Klupp, pers. Mitt.).

V. Zusammenfassende Diskussion

Wie der Vergleich der heutigen Verbreitung mit den zudem sehr lückenhaften früheren Nachweisen ergibt, lassen die im nordbayerischen Raum gewonnenen Daten im Gegensatz zur Situation der Fischfauna Südbayerns (Kußmaul, 1985) gemäß den hier deutlich schlechteren wasserwirtschaftlichen Voraussetzungen in der überwiegenden Zahl der Gewässer (Gärtner und Billmeier, 1982) erhebliche Bestandsrückgänge aller in der Roten Liste bedrohter Tiere in Bayern (Asen u.a., 1983) genannten und weiterer Arten erkennen. Die bedeutendsten Artenrückgänge und gleichzeitig Veränderungen des Artenspektrums erfuhren im erfaßten Gebiet die Hauptvorfluter Main, Regnitz, die durch starke Abflußschwankungen und gleichzeitige hohe Belastung durch kommunale und industrielle Einträge gekennzeichneten Regnitzzuflüsse des Mittelfränkischen Beckens sowie die Zuflüsse des im industriellen Ballungsgebiet Miltenberg-Aschaffenburg gelegenen Mainabschnittes und die im Raum Hof gelegenen Saalestrecken. Ebenso zeigen die in den landwirtschaftlich intensiv genutzten Regionen Wern-Lauer-Platte, Coburg-Bamberger Raum und in den dem Weinbau unterliegenden Gebieten Steigerwaldvorland oder Mittleres Maintal gelegenen Gewässer Wern, Lauer, Itz und Baunach, Volkach und Pleichach starke Beeinträchtigungen des natürlichen ökologischen Gleichgewichts.

Dies findet seine Ursache in der im Vergleich zum Donau- und Alpenraum stärkeren Belastung durch höhere Besiedlungsdichte pro Gewässer, große industrielle Ballung und die intensiv gestaltete Landwirtschaft, wobei hier der Weinanbau nochmals besonders zu nennen ist (Anonymus, 1976), also in der Veränderung der in Europa nur noch in wenigen Ausnahmen bestehenden natürlichen bzw. naturnahen Ökosysteme zu vom Menschen beeinflussten oder sogar gestalteten Agrar- und urban-industriellen Ökosystemen, wie sie im Maingebiet vorwiegend zu finden sind. Nach Siewing (1980) besitzen diese eine erheblich geringere Elastizität, d.h. Fähigkeit, Störungen zu ertragen und zu überleben, also eine geringere Fähigkeit zur Selbstregulation. Da die Stabilität des dynamischen Gleichgewichts eines Ökosystems in direkter Abhängigkeit von Regulationsvermögen steht, besteht eine deutlich höhere Anfälligkeit agrarischer und in stärkerem Maße noch urban-industrieller Ökosysteme gegenüber ökologischen Entgleisungen, die sich unter anderem in einer Veränderung des Arteninventars mit dem Verlust einer, mehrerer oder auch aller Arten äußern (Siewing, 1980).

Die genetische Anpassung einer Spezies als Möglichkeit, bleibenden anthropogenen Veränderungen, die im Gegensatz zu langfristigen klimatischen oder geologischen Einflüssen wie z.B. den Eiszeiten in außerordentlich kurzen Zeiträumen einwirken, zu begegnen, ist nur in kleinen Schritten innerhalb größerer Zeitspannen zu vollziehen. Die modifikatorisch bedingte Anpassung dagegen ist nur durch wenige spezialisierte, euryöke Arten zu verwirklichen. Zudem sind diese beiden Formen von der Tragweite der Veränderungen abhängig (Siewing, 1980). So provozieren die durch den Menschen innerhalb weniger Jahrzehnte entstandenen und tief in die Beschaffenheit des Gewässermilieus eingreifenden Belastungen das lokale Aussterben von auf wenige Lebensräume spezialisierten Arten. Eine gewisse Anpassung könnte jedoch beispielsweise beim ursprünglich stenöken Steinbeißer vermutet werden. Es ist zwar zu bedenken, daß die Veränderung des Artenspektrums des Main durch anthropogene Eingriffe ihren Ursprung, abgesehen von lokal begrenzten Belastungen in der gesamten zivilisatorischen Entwicklung beispielsweise durch Aufstauung oder organische Einträge, bereits Mitte des letzten Jahrhunderts mit Beginn des industriellen Zeitalters fand (Klausewitz, 1972a, b, 1974a, 1977a), jedoch zeigt der Vergleich der heutigen Kartierung mit früheren Dokumenten, daß massive überregionale, Gewässer aller Ordnungen betreffende Störungen der Flußbiologie erst in den letzten Jahrzehnten auftraten. Zusätzlich wird die Wiederbesiedlung eines Gewässers nach der Beseitigung einer Belastung mit Ausnahme eines anthropogenen Besatzes nur durch Einwanderung über kommunizierende Gewässer ermöglicht (Siewing, 1980), die durch strukturelle und chemische Beschaffenheit der zu durchwandernden Strecken begrenzt wird.

So ist aus den gewonnenen Daten zu erkennen, wie Bless (1978) bereits feststellte, daß sehr stark spezialisierte Arten bereits durch geringfügige anthropogene Eingriffe in die Biotope beeinträchtigt werden, wie z.B. Bitterling, Groppe, Schlammpeitzger oder Steinbeißer, während mit Zunahme des Veränderungsgrades, wie im Folgenden noch beschrieben wird, eine fortschreitende Selektion euryöker, also modifikatorisch anpassungsfähiger Spezies stattfindet. Zudem zeigen die Ergebnisse in Bestätigung Tischlers (1965), daß eine Störung des Ökosystems meist durch gleichzeitige Bestandsrückgänge mehrerer an diesen Lebensraum angepaßter Arten beantwortet wird. Bereits der lokale Verlust oder Rückgang einer einzigen Spezies vermag jedoch durch Störung des ökologischen Gleichgewichts, als dessen Teil keine Art ersetzbar ist, Veränderungen der gesamten

Artenstruktur auszulösen, deren Folgen für Fauna und Flora meist nicht vorhersehbar sind (Siewing, 1980). Allerdings konnte infolge der unterschiedlichen Aussagekraft des Datenmaterials und der fehlenden zeitlichen Vergleichsmöglichkeiten keine Bestätigung hierfür innerhalb der Kartierung erlangt werden.

Die anthropogenen Gefährdungsfaktoren entfalten nun Wirkungen auch auf nicht überregional beeinträchtigte Spezies, die sich häufig in nur subtiler Weise durch Konstitutionsschwäche mit Störungen der Fortpflanzung, des Wachstums und der Gesundheit der Individuen äußern und deshalb nur schwer objektiv zu beweisen sind (Kriegsmann, 1955; Tesch, 1963; Pleyer, 1981a, b). Da jedoch auch sichtbare lokale Veränderungen des Arteninventars und Bestandsverarmungen nur stellenweise zurückgedrängter Arten wie Rotfeder, Karausche oder Schleie in der ausschließlichen Darstellung überregional gefährdeter Spezies nicht erfaßt werden, erscheint eine gesonderte zusammenfassende Beschreibung der innerhalb der Kartierung vorwiegend festgestellten Mechanismen der Arten- und Bestandsregression mit Verdeutlichung ökologischer Verfälschungen angebracht.

Der schädigende Einfluß des Gewässerausbaus äußert sich am deutlichsten sichtbar in Gewässern dritter Ordnung, die nur geringen anderen Schadwirkungen unterliegen. So unterbindet die extreme Form der Begradigung, wie sie an Strecken der Aufseß, der Haßlach der Größau oder des Bernsteinbachs gefunden wird, das Aufkommen aller Fischarten mit Ausnahme des vereinzelt auftretenden Döbels. Auffällig ist das völlige Fehlen von Kleinfischarten in Strecken des Rhein-Main-Donau-Kanals und des Mains oder in rücksichtslosen Unterhaltungsmaßnahmen unterlegenen Gewässern wie im 1979 völlig geräumten Bärlasbach. Im Main selbst, z.B. bei Eltmann, konnte durch forcierten Stromausbau ein Rückgang der Krautlaicher, besonders der pflanzenfressenden Rotfeder belegt werden. Ein auch wasserwirtschaftlich weiterreichender Gesichtspunkt ist die Herabsetzung der Selbstreinigungskraft, die am Beispiel der nur in den ausgebauten Strecken stark verschlammten Aufseß deutlich wird. An dieser Stelle sei nochmals die von Lelek (1979) genannte Benachteiligung von Arten dargestellt, die aufgrund geringer Fruchtbarkeit und fehlender Schwarmbildungsreaktionen, wie sie viele Spezies mit breiter ökologischer Valenz wie Ukelei oder Plötze aufweisen, auf ausreichende Versteckmöglichkeiten angewiesen sind und dadurch eine Verschiebung des Artenspektrums zugunsten euryöker Arten provozieren. Die

Verbesserungsmöglichkeiten fischereilicher Organisationen bestehen hier in regulierenden baulichen Maßnahmen, die eine Erhöhung der Strukturvielfalt und bessere Überwindbarkeit der im folgenden beschriebenen Aufstauungen bewirken (Wiesner, 1971, Elster u.a., 1973, Wilke, 1980).

Auch die Folgen der Gewässeraufstauung für die gesamte Fischfauna können mit den Daten der Kartierung nachvollzogen werden, denn in der Pegnitz, die unmittelbar im Staubereich des Wehres Rauenstein keinerlei Fischbestand aufweist, trat in den letzten Jahren eine Artverschiebung zugunsten von Stillwassercypriniden wie Karpfen, Rotaugen und Brachsen ein. Dies ist ebenso in der Bibert im Bereich der Leichendorfer Mühle oder in der Rodach bei Vogtendorf zu beobachten. Zusätzlich entstand durch stärkeren Sedimentabsatz in den Stauhaltungen bei Lohr und Haßfurt, in denen außer Vermehrung von Stillwasserarten schwere Turbinenschäden an Aalen bemerkt werden (Gewässerbewirtschafter, pers. Mitt.), eine starke Verschlammung des Kies- und Sandgrundes und eine Verlandung der Altarme, die eine Reduktion der gesamten Fischfauna nach sich zog. So sei zusammenfassend auf die erhebliche hydrographische Wandlung der Flußregionen hingewiesen, die besonders deutlich im Main unterhalb Bamberg und in der Regnitz nachzuvollziehen ist, denn in den früheren Barbenregionen (Rosenhauer, 1858; Zenk, 1889b) finden sich nun mit Ausnahme stark strömender Bereiche an den Stauwerken nahezu ausschließlich Stillwasserarten der Brachsenregion.

Die Konsequenzen starker Schwankungen des Wasserspiegels im Schwellbetrieb werden durch das gestörte Brutaufkommen infolge Absterbens des Laichs im Wasserspeicher Mauthaus veranschaulicht.

Das gänzliche Fehlen von nicht durch Besatz gestützten Kleinfischarten und regelmäßige Fischsterben prägen die Gewässer, z.B. Dorschenbach oder Rösau, die übermäßigen Wasserentnahmen ausgesetzt sind.

Mögliche Wirkungen der Abwärmeeinleitung zeigen sich in der Rednitz bei Stein, deren Fischbestand infolge Wärmepreferenz der parasitären Fauna (Bauer u.a., 1982) einen starken Fischegelbefall (Karpfen) und Verpilzungen (Rotaugen) aufweist. Im Kraftwerksauslauf sind nur Aale festzustellen. Es ist jedoch nicht auszuschließen, daß die Zunahme der Barben- und Nasenbestände in der Rednitz teilweise auf Abbau der Verschlammung infolge Erhöhung der Selbstreinigungskraft zurückzuführen ist.

Die zahlreichen Gewässerbeispiele mit vorwiegend organischer Verunreinigung zeigen die gemeinsame Tendenz zur Artverschiebung, die sich vor allem in Salmonidenbächen in deutlichem Überwiegen euryöker Cypriniden wie Döbel, Rotaugen, Brachsen und des Flußbarsches äußert, so im Roten Main unterhalb der Kläranlage Bayreuth, in der Sulz bei Neuses, der fränkischen Rezat bei Wasserzell, Schwabach (Erlangen), Regnitz bei Erlangen, Pegnitz bei Nürnberg, Selbitz unterhalb Naila, in der südlichen Regnitz unterhalb der Kläranlage Tauperlitz, in einigen sehr stark belasteten Gewässern wie Lockwitz bei Ludwigstadt oder Ülschnitz unterhalb Solgs werden nur noch vereinzelte, durch Besatz eingebrachte Salmoniden gefunden.

Die positive Funktion von Altarmen als Refugiazonen veranschaulicht das Beispiel der bei Windsbach stark belasteten fränkischen Rezat, die in einem Altarm geringe Verschlammung, Kiesgrund und ein deutlich breiteres Artenspektrum zeigt.

Ein infolge der forcierten Abwassersanierung mit Hilfe biologischer Kläranlagen und damit der Verminderung organischer Belastung immer deutlicher in Erscheinung tretendes Problem stellt sich in der zunehmenden Phosphat- und Nitratbelastung der Gewässer aus Kläranlagen, Industrie und vor allem auch der Landwirtschaft dar, die im Nordbayerischen Raum aufgrund größerer Besiedlungsdichte bei geringerer Gewässerzahl und kleinerer Abflußgrößen eine erhebliche Bedeutung besitzt. So sind außer dem bereits beschriebenen Zurückweichen spezialisierter und damit gefährdeter Arten auch bei den euryöken, an Planktonnahrung angepaßten Spezies wie Brachsen, Rotaugen oder Flußbarsch (Amann, 1975) zwei negative Entwicklungen festzustellen, die in direktem Zusammenhang mit der durch Stauhaltungen begünstigten fortschreitenden Anreicherung von Nährsalzen mit den Folgen der Algenwucherung und Sauerstoffzehrung mit Faulschlamm Bildung zu sehen sind. Zum einen offenbart sich im gesamten unterfränkischen Main und der Regnitz eine trotz Verbesserung der Wassergüte unverhältnismäßig große Konstitutionsschwäche mit Befall von Parasiten und Mikroorganismen, der erwiesenermaßen durch Änderung des Gewässermilieus begünstigt wird (Kölbing, 1974; Schäfer und Hoffmann, 1985). So wurden bei Untersuchungen des Institut für Zoologie und Hydrobiologie, München, (Schäfer und Hoffmann, 1985) über Fischsterben im Main als Ursachen starker Parasitenbefall mit *Diplostomum* und *Bucephalus*

spec. ermittelt, deren Massenaufkommen durch Vermehrung der als Zwischenwirt dienenden und eutrophe Gewässer bevorzugenden Dreissena-Muschel begünstigt wurde (Pelz, 1984). Zusätzlich bestätigt der vorwiegende Diplostomum spec.-Befall die Feststellung Kennedy's (1975), daß sich das Spektrum der parasitären Fauna mit zunehmender Eutrophierung auf Arten einengt, deren Zwischenwirte Vögel sind. Hierbei ist nach Schäfer und Hoffmann (1985) allerdings die erwiesene chronische Belastung der Individuen durch unspezifische Gewässerverunreinigung nicht zu vernachlässigen.

Zum anderen tritt eine auf den ersten Blick positiv beurteilte explosionsartige Vermehrung von Weißfisch- und Flußbarschbeständen auf, die zunächst die Verdrängung anderer, von der Fischerei bevorzugter Arten hervorruft und schließlich durch intraspezifische Konkurrenz und Degeneration durch mangelnde Auslese zu einer Verbüttung der Bestände führt, wie dies trotz deutlicher Verbesserung der in den Gütekarten dargestellten Wasserqualität außer in den Stauabschnitten des unterfränkischen Mains, in der Zenn oder Volkach auch in zahlreichen Baggerseen entlang des Main- und Regnitzverlaufs, im Baggersee Hirschaid, Forchheim, Hallstadt oder im Klosterwasser Triefenstein zu beobachten ist. Als zusätzlich belastende Folge der Cyprinidenüberpopulation ist die übermäßige Reduzierung des als vorwiegende Nahrungsquelle dienenden Zooplanktons, da das Phytoplankton, das als Primärproduzent das Nährstoffüberangebot umsetzt, nicht mehr in genügender Weise verstoffwechselt wird und somit die Gefahr von Algenblüten weiter erhöht wird (Steinberg, Kohmann, 1982/83; Schäfer u. Hoffmann, 1985; Reimann, 1985).

Die starke Algenwucherung in der Rodach unterhalb der Kläranlage Nordhalben trotz erheblicher Verbesserung der Wassergüte zeigt jedoch, daß von der Eutrophierung auch Salmonidengewässer nicht ausgenommen sind.

Die Verbüttung als negative Folge der Eutrophierung kann jedoch aufgrund der genannten ökologischen Eigenheiten von Raubfischen wie Hecht oder Zander nicht immer, wie es im Baggersee Zapfendorf durch Zanderbesatz gelang (Klupp, pers. Mitt.), durch vermehrten Raubfischbesatz kompensiert werden, so daß außer intensiver Drosselung der anorganischen Einträge eine forcierte Befischung der degenerierten Populationen, unter Umständen mit den Methoden der Berufsfischerei, unumgänglich ist, wie es vereinzelt in Unterfranken bereits durch Vereine gehandhabt wird (Wondrak, 1984).

Zusätzlich sei nochmals auf die ungenügende Berücksichtigung der im Maingebiet außerordentlich starke Schadwirkung entfaltenden Eutrophierung in den Gewässergütekarten hingewiesen (Ruf, 1985).

Versauerung als weitere Veränderung des Gewässermilieus indirekten anthropogenen Ursprungs (Hoffmann, v.d. Graaff, 1984) findet man in den GewässerOberläufen der Urgesteinsgebirge, wie in der Eger, Röslau, Kösseine, der Förmitz, im Sandlohbach, Birkenbach, Zellbach, des Lingenbach, Schöffelbächlein, Lehstenbach der Ülschnitz bei Windheim oder der Nordhalbener Ködel, die der Fischfauna mit Ausnahme des Bachsaiblings und der Bachforelle, die entsprechend den Ausweichmöglichkeiten in gepufferte kommunizierende Gewässer ein geringes Fortkommen zeigen, keinerlei Lebensmöglichkeiten gewähren und meist einer völligen Verödung unterliegen, jedoch in den Gewässergütekarten als Gewässer von guter bis sehr guter Qualität verzeichnet sind (Ruf, 1985).

Die Wirkungen toxischer Belastung wie die Quecksilbereinträge in die Kösseine bei Marktredwitz (Klupp, pers. Mitt.) äußern sich bei allerdings gleichzeitiger hoher organischer Verunreinigung in einem deutlichen Mangel an durch höheren Stoffwechsel gefährdeten Kleinfischarten und an Raubfischen, die infolge Biomagnifikation einer vervielfachten Belastung ausgesetzt sind. Dies ist ebenso in der wie die Kösseine wenig verbauten Röslau nach Zufluß der Kösseine im Vergleich zu höher gelegenen Abschnitten bei gleichbleibender Wasserqualität deutlich zu beobachten. Da jedoch regelmäßige Kontrollen gerade der verschiedensten chemischen Stoffgruppen angehörenden toxischen Einträge nur unzureichend bzw. nur in den Hauptvorflutern durchgeführt werden (Anonymus, 1984), besteht außer bei Vorliegen massiver Schädigungen, die sich in Fischsterben äußern, keine Möglichkeit von Rückschlüssen auf Schwächung der Konstitution oder Schädigung der Fortpflanzung. Hier ist nochmals auf die von Ruf (1985) geäußerten Bedenken bei der fischereilichen Nutzung über den Schutz der menschlichen Gesundheit hinzuweisen.

Ursache vielfältiger Schäden für die gesamte Ichthyofauna ist jedoch auch, wie Tesch (1963), Jungwirth (1980) oder Pleyer (1982) warnen, ein unsachgemäß durchgeführter Besatz, der den ökologischen Voraussetzungen des Gewässers mit Nährtiersituation der natürlichen Fortpflanzung der besetzten Spezies oder

Fraß- und Raubfischdruck gegenüber anderen Arten nicht Rechnung trägt, wobei Nahrungskonkurrenz, Streßfaktoren, Endprodukte, aber auch durch die hohe Wirtsdichte geförderte Parasiten als intra- und interspezifische Faktoren in Form einer dichteabhängigen Regulation einwirken (Siewing, 1980). So wird in Gewässern ohne oder mit geringem Besatz an Fried- oder Raubfischen ein breiteres Artenspektrum mit bedeutendem Anteil von Kleinfischarten gefunden, wie z.B. in der Kremnitz, im Ödweißenbach, in der Vorsperre Mauthaus, in der Rodach, Kronach, in der oberen Rauhen Ebrach oder in der Bibert, in der oberen fränkischen Saale und in Zulaufgräben vieler Seen und Teiche.

Dagegen besitzen Flüsse mit zu starkem Aalbesatz wie Rhein-Main-Donau-Kanal und Regnitz bei Bamberg, Baggersee Hirschaid oder Main, mit übermäßigen Karpfenbeständen wie Reiche Ebrach, untere Aisch, Main, Ellertshäuser See oder mit extremem Bachforellenbesatz wie Forellenaufzuchtböden deutlich geringere Artenvarianz. Da das ökologische Gleichgewicht durch das Bestehen von Monokulturen erfahrungsgemäß wesentlich leichter durch Umweltveränderungen gestört wird, (Siewing, 1980), sollte zugunsten einer reichen und damit konstitutionsstarken Fischfauna auf einseitigen übermäßigen Fang von in der Fischerei bevorzugten Arten, der meist intensive Besatzmaßnahmen auslöst, verzichtet werden. Hierbei ist auch die ichthyologische Verfälschung der ursprünglich als Barbengewässer ausgewiesenen (Rosenhauer, 1858; Zenk, 1889b) Nebengewässer der Regnitz, nämlich Reiche und Raue Ebrach, Aurach, Zenn oder Bibert, durch Besatz mit Salmoniden zu nennen, die infolge mangelnder Entsprechung der Lebensräume kein reiches Aufkommen finden.

Auch ein Besatz mit nicht heimischen Arten beinhaltet das Risiko unabsehbarer Entgleisungen (Hoffmann, 1982), wie es das bereits genannte Beispiel des Welsbesatzes im Main oder die starke Vermehrung des unabsichtlich eingeführten Amurbärblings verdeutlichen (Wondrak, 1980; Terofal, Spiegler, pers. Mitt.). Aber auch der Besatz mit bereits seit langer Zeit eingebürgerten Arten wie der Regenbogenforelle (Karbe, 1982) kann eine Verdrängung einheimischer Arten hervorrufen, wie das Beispiel der Pegnitz veranschaulicht, in der die Bachforelle durch die konkurrierende Regenbogenforelle starke Bestandsrückgänge erfuhr.

Ebenso sollte bei intensiver Verfolgung von sogenannten "wertlosen" Weißfischarten in Salmonidenbächen beachtet werden, daß diese Arten ökologische Nischen besetzen, die zuvor durch Veränderung der Lebensbedingungen meist infolge anthropogener Eingriffe geschaffen werden, also durch eine Vernichtung dieser Arten nicht die Ursache der Artenverschiebung bekämpft wird.

Schließlich ist auch auf die durch ständige Besatzmaßnahmen nicht auf den ersten Blick wahrzunehmende potentielle Gefährdung des Aals hinzuweisen, da ein selbständiger Aufstieg in das Mainingebiet und die Elbezuflüsse nicht mehr möglich ist (Jens, u.a., 1979). Zudem kann der Besatz mit Aalen, abgesehen von entstehenden Problemen beim Einbringen in nicht heimische Gewässer wie z.B. den Donaeinzugsbereich (Hoffmann, 1985) auch in Gewässern in denen die Art autochthon ist, wie im Mainingebiet, bedeutende Schäden setzen. Denn zum einen werden in ursprünglich bewohnten Gewässerabschnitten häufig die Höchstgrenzen der natürlichen Individuendichte überschritten, und damit entsteht, zusätzlich zu vermehrter Bildung von für die Fischerei infolge der geringen Größe unattraktiven männlichen Individuen, ein in einigen Beispielen bereits genannter überhöhter Fraßdruck (Piwernetz, 1981). Zum anderen dringt der Aal, da der Trieb zu einer gezielten Aufwärtswanderung bis zum Erreichen einer Körpergröße von 35 cm aufrechterhalten wird, infolge Verkürzung der Wanderung durch den künstlichen Transport weiter als ursprünglich in die Gewässer oberläufe, also in die Salmonidenregion vor, wo er trotz meist stattfindender baldiger Abwanderung, das ökologische Gleichgewicht erheblich stört (Piwernetz, 1981).

Zuletzt sei noch die zu erwartende Veränderung der Fischfauna des Mainingebiets durch die im Bau befindlichen, Donau und Main kommunizierenden Wasserüberleiter der Brombach- und Rothsperre sowie den Rhein-Main-Donau-Kanal erwähnt. Denn eine physiologische und biologische Entsprechung der Wohngewässer in den Grundgrößen Salzgehalt, sonstige chemische Beschaffenheit oder Temperatur und damit im Spektrum der Kleinorganismen, also der Nahrung, wie sie die Donau bzw. Altmühl und Main, bzw. Regnitz und Roth aufweisen (Anonymus, 1984), ermöglicht nach Bone und Marshall (1985) eine Ausbreitung in bisher infolge geographischer Schranken nicht besiedelten Gebieten. Hierbei werden jedoch Förderung oder Einschränkung der Ausbreitung durch ökologische Gegebenheiten wie Präsenz von Kleinlebensräumen oder natürlichen Feinden gesteuert. So konnten nach

Inbetriebnahme des Suez-Kanals 27 ursprünglich im Roten Meer heimische Fischarten durch Überwindung der nun geöffneten Landschranke zwischen Rotem und Mittelmeer einen Teil der israelischen und nordafrikanischen Mittelmeerküste mit noch zunehmender Tendenz der Ausbreitung besiedeln (Bone u. Marshall, 1985). Diese expansiven Arten werden nach dem Erbauer des Kanals als Lessepsianische Wanderer bezeichnet (Por, 1978). Ein weiteres Beispiel unbeabsichtigter Faunenverfälschung durch Veränderung geographischer Gegebenheiten ist in der Besiedlung der großen nordamerikanischen Seen, die eine Kommunikation mit dem Atlantik durch den Bau von Kanalsystemen erhielten, durch das Meerneunauge zu finden (Siewing, 1980).

Im bayerischen Main- und Elbegebiet ist also im Vergleich zu den Veränderungen der Fischfauna Südbayerns (Kußmaul, 1986) infolge der seit längerer Zeit und in stärkerem Maße einwirkenden, anthropogen bedingten Schädigungen vor allem abiotischer Faktoren eine deutlich stärkere Artenverarmung und -verschiebung festzustellen. Genetische Verfälschungen, die im Donau- und Alpenraum einen erheblichen Anteil anthropogener Eingriffe stellen (Kußmaul, 1986), offenbaren sich im bearbeiteten Gebiet durch das Überwiegen abiotischer Schadwirkungen nicht. Dennoch sollte die fischereiliche Hege gleichzeitig mit den bereits genannten Schutzmaßnahmen die Gefahren unüberlegter bzw. nicht sachgerechter Besatzmaßnahmen berücksichtigen.

VI. Zusammenfassung

1. Zunächst werden die Gewässer des Gebietes mit ihren geologischen, hydrographischen und hydrobiologischen Voraussetzungen unter Berücksichtigung des derzeitigen Gütezustandes dargestellt.
2. Es folgt ein Überblick über die ursprüngliche und heutige Zusammensetzung der Fischfauna des bayerischen Main- und Elbegebietes mit gesonderter Beschreibung der Lebensweise und der Biotopansprüche bedrohter Arten.
3. Zusätzlich wird ein Überblick über die bedeutendsten anthropogen bedingten Ursachen der Artenverschiebung und -verarmung gegeben.
4. Das Datenmaterial wurde zum größten Teil durch eine Fragebogenaktion des Landesfischereiverbandes Bayern und durch Auswertung der Ergebnisse von Elektroabfischungen gewonnen, die Verarbeitung der Daten erfolgte durch das Computersystem des Landesamtes für Umweltschutz, München.
5. Die Ergebnisse der Kartierung werden sodann früheren literarischen Nachweisen gegenübergestellt, wobei sich ein Rückgang nahezu aller in Nordbayern ursprünglich heimischen Arten mit Ausnahme der Äsche und ein mangelndes natürliches Aufkommen eingebürgerter Arten abzeichnet. Die Äsche unterliegt als Ausnahme unter den bedrohten heimischen Arten einer besonderen Verbreitungsdynamik, nämlich zunehmende Tendenz nach vorhergehender starker Regression der Populationen.
6. Gleichzeitig wird mit Hilfe der Ergebnisse versucht, für jede Art das Spektrum möglicher Gefährdungsursachen in den bearbeiteten Gewässersystemen sowie mögliche Schutzmaßnahmen aufzuzeichnen.

So offenbaren sich anhand zahlreicher Beispiele folgende bedeutendsten Gefährdungsursachen, die nicht nur einen Rückgang von als bedroht eingestuft Arten, sondern, lokal begrenzt, auch anderer heimischer Spezies und gleichzeitig eine Verschiebung zu Arten mit breiterer ökologischer Valenz provozieren:

- a) Gewässerausbau, insbesondere Fluß- und Bachbegradigung sowie Unterhaltungsmaßnahmen;
- b) Stauhaltungen mit hydrographischer Wandlung der Flußregionen, Instabilitäten des Wasserstandes und Unterbrechung von Migrationsmöglichkeiten;
- c) Einleitung von Abwärme;
- d) Wasserentnahmen;
- e) organische Belastung mit lokalen Schädigungen und sekundärer Schädigung bei Migrationen;
- f) anthropogen beschleunigte Eutrophierung mit Massenentwicklung und Verbutung von euryöken Arten und Verschiebung des parasitären Spektrums;
- g) Versauerung der Gewässeroberläufe;
- h) Einträge von toxischen Substanzen, dargestellt am Beispiel der Kösseine;
- i) Besatzmaßnahmen und Überfischung bevorzugter Arten.

Die Entwicklung einer Anpassung an die veränderten ökologischen Voraussetzungen kann beim Steinbeißer vermutet werden.

7. Mögliche Schutzmaßnahmen von seiten der Fischerei werden angeführt.

Summary

Investigations on the situation of endangered fish species in Northern Bavaria

1. The watersystems of the region with their geological, hydrographical and hydrobiological conditions with regard of the present state of quality were described.
2. A survey of the historical and today's compound of the fish fauna of the Bavarian region of the Main and Elbe area continued by a description of the habits of the endangered species and the necessities of their biological environment.
3. The most important anthropological causes of the shifting and reduction of species are described.
4. The material mostly comes from inquiry forms of the National Fishing Clubs of Bavaria and the evaluation of the results of electric fishing. The investigation of the dates was made by the computer system of the "Landesanstalt für Umweltschutz, München".
5. The results of the filing are confronted with the ones presented in former literature. A reduction of almost all species originally native in Northern Bavaria, except for the grayling (*Thymallus thymallus*) and the reduction of genuinely naturalized species can be seen. As an exception the grayling (*Thymallus thymallus*) shows distinct spreading dynamics among the endangered species with the tendency to increase in contrast to a strong regression in population before.
6. With the help of the results it is also attempted to show the variety of endangering causes for each species in the waters investigated as well as possible measures of their protection.
The most important endangering causes which are not only producing the reduction of species classified as endangered but also the reduction of other native species at certain places and at the same time a shifting to species with a wider ecological valence are according to numerous examples as follows:

- a) regulation of rivers and creeks.
- b) Dams causing hydrographical changes in the river region, instabilities of the water-level and interruption of possibilities of migration.
- c) Flow of industrial heat into the waters;
- d) water withdrawel;
- e) organic pollutions causing local damage and secondary effects of damage for migrations;
- f) anthropogenically accelerated eutrophication with mass development and detelioration of species with higher ecological tolerance and shifting of the parasitical variety;
- g) acidifying of the upper river courses;
- h) input of toxical substances for example in the river Kösseine;
- i) input of artificially bred fish and undue fishing of favoured species;

It can be presumend that the Steinbeißer (*Cobitis taenia*) developed an adaptation to changed ecological conditions.

7. Possibilities of protective measures by the fishery are described.

VII. Literaturverzeichnis

- Amann, E. (1975): Nahrungsumstellung und Zunahme der Barsche im Bodensee-Obersee infolge der Eutrophierung.
Österreichs Fischerei 28, 72-76.
- Amlacher, E. (1972): Taschenbuch der Fischkrankheiten,
2. Auflage, G. Fischer Verlag Stuttgart.
- Anonymus (1865): Bavaria, Landes- und Volkskunde des Königreichs Bayerns
Abt. Oberfranken, Mittelfranken. München.
- Anonymus (1889): Jahresbericht des Fischereivereins für das Großherzogtum
Hessen im Jahr 1889, zit. nach Zenk (1889b).
- Anonymus (1893): Fischbüchlein der Oberpfalz.
Oberpfälzischer Kreisfischereiverein, Friedrich Pustet Verlag
Regensburg.
- Anonymus (1910): Jahresbericht des Kreisfischereivereins für Oberfranken 1910,
Bayreuth.
- Anonymus (1911): Jahresbericht des Kreisfischereivereins für Oberfranken 1911,
Bayreuth.
- Anonymus (1976): Regionalberichte.
Hrsg. Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und
Umweltfragen, München.
- Anonymus (1978): Wasserwirtschaftliche Rahmenuntersuchung Donau und Main.
Hrsg.: Bayerisches Landesamt für Umweltschutz.
- Anonymus (1981): Landesverordnung über die Fischerei.
Vom 16. September 1968, geändert durch Verordnung vom 11. August
1978 und Verordnung vom 17. März 1981.
- Anonymus (1984a): Gewässerkundl. Daten 1981 - Fließgewässer - Gewässerbeschaffen-
heit in Bayern.
Hrsg. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft.

- Anonymus (1984b): Wasserwirtschaftliche Rahmenuntersuchung Donau - Main
2. Untersuchungsabschnitt: Grundlagen zur Erarbeitung langfristiger
Gewässerschutzziele.
Bayerische Landesanstalt für Wasserforschung, München.
- Anonymus (1985a): Bitterling - Fisch des Jahres 1985.
Allg. Fischerei-Zeitung 110, 10-11.
- Anonymus (1985b): Gewässergütekarte Bayern (Stand Dezember 1984) im Maßstab
1 : 1 250 000.
Hrsg. Oberste Baubehörde im Bayerischen Staatsministerium des Innern;
fachliche Bearbeitung Bezirksregierungen.
- Anonymus (1985c): Bericht über das Gewässerwerteseminar des VDSF 1985
in St. Goar.
- Anonymus (1985d): Überwachungsergebnisse der Regierung von Unterfranken,
Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, unveröffentlicht.
- Arnold, A. (1984): Allochthone Wildfischarten im Gebiet der DDR.
Z. Binnenfischerei DDR 31, 241-245.
- Arnold, A. (1985): *Pseudorasbora parva* (Schlegel, 1942) nun auch in der DDR.
Z. Binnenfischerei DDR 32, 182-183.
- Asen, J., M. Bohl, W. Butschek, R. Klupp, J. Lamina, P. Laßleben, P. Obermaier,
H.H. Reichenbach-Klinke, J. Schmid, F. Terofal (1983): Rote Liste
bedrohter Tiere in Bayern, Abschnitt Fische.
Hrsg. Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und
Umweltfragen.
- Bacalbasa-Dobrovici, N. (1982): Anthropogene Einwirkungen auf Fischbestände.
Schweiz. Z. Hydrol. 44, 243-251.
- Banarescu, P. (1982): Die Karpfenähnlichen.
Grzimek's Tierleben Bd. V, Kindler Verlag, Zürich.
- Barthelmes, D. (1981): Hydrobiologische Grundlagen der Binnenfischerei.
G. Fischer Verlag, Stuttgart.
- Barthelmes, D. (1985): Zur langjährigen Entwicklung der Fischbestände in der
Müritz sowie zur Bewirtschaftung von Gewässern mit ähnlicher Bestands-
situation.
Z. Binnenfischerei DDR 32, 171 - 174.

- Bauch, G. (1955): Die einheimischen Süßwasserfische.
3. Aufl. Neumann Verlag, Radebeul und Berlin.
- Bauch, G. (1958): Untersuchungen über die Gründe für den Ertragsrückgang der Elbfischerei zwischen Elbsandsteingebirge und Boizenburg.
Z. Fischerei 7, 161-438.
- Blab, J., E. Nowak und W. Trautmann (1977): Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der BRD.
Naturschutz aktuell Nr. 1, Kilda Verlag, Greven.
- Bless, R. (1978): Bestandsveränderungen der Fischfauna in der Bundesrepublik Deutschland.
Naturschutz aktuell Nr. 2 Kilda Verlag, Greven.
- Bless, R. (1979a): Wandernde Fischarten und deren besondere Schutzbedürfnisse.
Natur und Landschaft 54, 202-205.
- Bless, R. (1979b): Welchen Beitrag kann die Wissenschaft zum Schutze der Fischfauna leisten?
Allg. Fischerei-Zeitung 104, 566-567.
- Bless, R. (1981): Untersuchungen zum Einfluß von gewässerbaulichen Maßnahmen auf die Fischfauna von Mittelgebirgsbächen.
Natur und Landschaft 56, 243-252.
- Bloch, M.E. (1783): Ökonomische Naturgeschichte Deutschlands Teil II Berlin.
- Bohl, M. (1981): Biologisch-chemische Zusammenhänge in Gewässern und deren Bedeutung für den Fischbestand.
Nürnberger Fischereigespräche Heft 1, 9-25, Nürnberg.
- Bone, T. und N.B. Marshall (1985): Biologie der Fische.
Fischer Verlag Stuttgart.
- Böttger, O. (1869): Beitrag zur Kenntnis der Fischfauna der unteren Maingegend.
Prog. der Realschule Offenbach, Offenbach.
- Brandes, C.H. (1982a): Aalfische
Erzimek's Tierleben, V, Kindler Verlag, Zürich.

- Brandes, C.H. (1982b): Die Barschfische.
Grzimek's Tierleben VI, Kindler Verlag, Zürich.
- Braun, F. und B. Gossling (1979): Untersuchungen zu Pestizid- und PCB-Vorkommen in einem Fließgewässer.
Münch. Beitr. z. Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie, 31, 217-224, München.
- Braun, F., J. Bauer, A. Hamm, M. Peter, H. Steinlein u.a. (1982): Zusammenhänge zwischen Wärmehaushalt und Wassergüte in Fließgewässern unter besonderer Berücksichtigung des Zusammenwirkens von Abwasserreinigung und Abwasser-minderung.
Informationsbericht 5/1982.
Hrsg. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft.
- Braun, F. (1983): Über die Fische im Main zwischen km 338 und 316.
Fischwirt 33, 64-66.
- Braun, F. (1984): Vergleichende Untersuchungen über Lindanrückstände in Rotaugen (*Rutilus rutilus* L.) aus bayerischen Gewässern.
Fischer und Teichwirt 35, 232-233.
- Brod, W. (1957): Zur Geschichte der Fischerzünfte am Main.
Festschrift des Fischereiverbandes Unterfranken, Würzburg.
- Brodbeck, C. (1954): Wasserwirtschaft und Fischerei.
Schr.-Reihe Natur und Landschaft 3 Basel.
- Brückner, A. (1926): Die Tierwelt des Coburger Landes, Coburg.
- Buhse, G. (1965): Beeinträchtigung der Binnengewässer und Gewässerbelastung als Folge naturfremder Maßnahmen.
Anz. f. Schädlingskunde 58, 177-180.
- Buhse, G. (1966): Die Lebensgemeinschaft im Wasser und ihr Schutz.
Allg. Forstzeitschrift 21S. 570-573.
- Buhse, G. und F. Wach (1975): Fischerkrankungen in der Oberweser durch umweltbedingte Faktoren.
Neues Archiv f. Niedersachsen 24S. 338-349.
- Bundschuh, M. (1804): Topographisches Lexikon von Franken.
6. Band, Ulm.

- Buxbaum, L. (1893a): Vom Main und seinen Fischen.
Allg. Fischerei-Zeitung 18, 51-53.
- Buxbaum, L. (1893b): Die Wanderung der Mainfische im Frühjahr 1893.
Allg. Fischerei-Zeitung 18, 212-213.
- Cichorowski, G. (1982): Regionale Differenzierung in der Gewässergütewirtschaft.
Schriftenreihe des Instituts für Wasserversorgung, Abwasserbeseitigung
und Raumplanung der Technischen Hochschule Darmstadt.
- Dangschat, H. (1981): Gesundheitliche Probleme bei Fischen in Fließgewässern.
Nürnberger Fischereigespräche Heft 1, 51-59, Nürnberg.
- Deufel, J. (1975): Schädigung der Fischerei im Bodensee durch technische
Eingriffe.
AFZ-Fischwaid 100, 554-555.
- Deufel, J. (1978): Veränderungen der Schilf- und Wasserpflanzenbestände im
Bodensee während der Eutrophierung und ihre Auswirkungen auf die
Fische.
Arbeiten des dt. Fischerei-Verbandes Heft 25, Offenbach.
- Elster, H.J. (1968): Einige limnologische und fischereiliche Gesichtspunkte
zur Aufheizung unserer Fließgewässer.
Fischwirt 18, 298-307.
- Elster, H.J., D.P. Huber, E. Rehbronn und O.K. Trahms (1973): Vorschläge zum
Schutz der Fischerei beim Gewässerbau.
Arch. f. Fischereiwiss. 24, 1-28.
- Eppler, B. und K. Reimann (1983): Wasserwirtschaftliche Rahmenuntersuchung
Donau und Main, Grundlagen zum Gewässerschutz.
Hrsg. Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umwelt-
fragen.
- Forth, W. und D. Henschler (1980): Allgemeine und spezielle Pharmakologie
und Toxikologie.
B.J. Wissenschaftsverlag, Mannheim.
- Fraisse, P. (1880): Die Fische des Maingebietes in Unterfranken und Aschaffenburg,
Würzburg.

- Gärtner, E. und E. Billmeier (1982): Gütezustand der bayerischen Gewässer und Stand der Abwasserbeseitigung Ende 1981.
Informationsbericht 4/1982.
Hrsg. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft.
- Gast, R. (1978): Versuche zur quantitativen PCB-Bestimmung.
Münch. Beitr. zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie, 30,
215-225, München.
- Gaumert, D. (1981): Süßwasserfische in Niedersachsen.
Arten und Verbreitung als Grundlage für den Fischartenschutz.
Hrsg. Niedersächs. Ministerium für Landwirtschaft und Forsten, Hannover.
- Gmelin, C.C. (1839): Gemeinnützige systematische Naturgeschichte der Fische.
2. Ausg. Mannheim.
- Grimminger, H. (1982): Verzeichnis der Seen in Bayern, Teil 1 und 2.
Hrsg.: Bayerisches Landesamt für Umweltschutz.
- Gütling, W. (1977): Neue Verfahrenstechnik für die Aufbereitung ölhaltiger Abwässer.
Münchn. Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie, 28,
259-263, München.
- Haider, G. und S. Dreyer (1984): Die Gefährdung der Fischfauna in Baden-Württemberg.
Wasserwirtschaft 74, 332-337.
- Hansmeyer, R.H., G. Rincke, A. Bick u.a. (1976): Umweltproblem des Rheins.
3. Sondergutachten des Rates d. Sachverständigen über Umweltfragen, März 1976.
- Harsanyi, A. (1985): Aktuelle Probleme der Elektrofischerei.
Fischer und Teichwirt 36, 176-177.
- Hartmann, H. (1977): Quecksilberprogramm in Bayern III.
Münchn. Beitr. zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie,
28, 301-307, München.
- Herrmann, W. (1911): Über die Fischereiverhältnisse in Oberfranken.
Der Mainbote von Oberfranken 1911, 46-56, Lichtenfels.

- Herrmann, H. (1978): Anreicherungsverfahren von Radionukliden im hydrobiologischen Material von Fließgewässern.
Münchn. Beitr. zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie,
30, 279-293, München.
- Heuschmann, D. (1954): Die Fischerei-Biologie des gestauten Stromes.
Münchn. Beitr. zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie,
2, 235-278, München.
- Heuss, R. (1981): Zur limnologischen Charakteristik mittelfränkischer Fließgewässer - Aktueller Gütezustand und Ausblick.
Nürnberger Fischereigespräche, Heft 1, 33-42.
- Hrcirík, H.J. (1967): Die Besiedlung der Selk. und ihrer Zuflüsse im Harz durch die Groppe.
Naturkundl. Jber. Mhs. Heineanum III, 37-48.
- Hoffmann, J.H. (1981): Der Einfluß von Abwassereinleitungen auf die Gewässergüte des Lechs (Untersuchungsergebnisse von 1976-1980).
Tagungsberichte ANL 1981/5, 36-45 Laufen/Salzach.
- Hoffmann, R. (1982): Einbürgerung fremder Fischarten - Risiken für die heimische Fauna.
AFZ-Fischwaid 107, 606-607.
- Hoffmann, R. (1984): Bedeutung der Gewässerhygiene für Fischseuchen und Fischkrankheiten.
Münchn. Beitr. zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie,
38, 549-555, München.
- Hoffmann, R. (1985): Die Veränderung der Umwelt und ihre Auswirkung auf die Fischpopulationen.
Münchn. Beitr. zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie,
39, 393-404, München.
- Hoffmann, R. und S. van de Graaff (1984): Auswirkungen der Gewässerversauerung auf Fische.
Materialien 1/81 Umwelt-Bundesamt, Berlin, 431-435.
- Howard R. and M. Perley (1982): Acid rain.
McGraw-Hill Book Co, New York.

- Huber, L. (1979): Das Verhalten von Tensiden aus Wäscheweichspülern in Wasser und Abwasser.
Münch. Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie, 31, 203-215, München.
- Huber, F. (1981): Anmerkungen zum Thema aus der Sicht eines Verbandes.
Tagungsberichte ANL 4/81, 41-50.
- Jäckel, A.J. (1854): Die Fische Bayerns.
Ein Beitrag zur Kenntnis der deutschen Süßwasserfische, Regensburg.
- Jäger, C. (1858): Die Fische der Wetterau.
Hanau.
- Janke, R. (1985): Der Brombachspeicher - ein Großprojekt in Südmittelfranken.
Fischer und Teichwirt 36, 211-213.
- Jens, G. (1964): Produktion - Bestand - Ertrag. Vorstellungen zu den ökologischen Grundlagen der Fischereibiologie.
Arch. f. Fischereiwissensch. 15, 1. Beiheft.
- Jens, G., B. Böttger, G. Keiz, A. Lelek, G. Mau, D. Müller, D. Riedel (1979):
Gutachten zur Frage der Aufnahme von Fischen in die Artenliste der Bundesartenschutzverordnung.
Arbeiten des dt. Fischereiverbandes, Heft 28.
- Jungwirth, M., O. Moog und H. Winkler (1980): Vergleichende Fischbestands-
untersuchungen.
Jubiläumsschrift der Österreichischen Fischereigesellschaft, Wien.
- Jungwirth, M. und H. Winkler (1983): Die Bedeutung der Flußbettstruktur für
Fischgemeinschaften.
Österreichische Wasserwirtschaft, Sonderabdruck aus Jhg. 35,
Heft 9/10, 229-234.
- Karbe, L. (1982): Die Lachsähnlichen.
Grzimek's Tierleben, V, Kindler Verlag, Zürich.
- Keiz, G. (1979): Fische und Fischerei in eutrophen Seen.
Tagungsberichte ANL 3/79, 117-133.

- Kennedy, C.R. (1975): Ecological Animal Parasitology.
Blackwell Scientific Publication, Oxford.
- Kennedy, G. (1980): Teratogenesis in lake trout (salv. namayensh) in an
experimentally acidified lake.
Can. Fish and Aquat. Sc. 37, 2355-2358.
- Kiekhäfer, H. (1967): Die Auswirkungen der Eutrophierung des Bodensees auf
das Wachstum der Plötze.
AFZ-Fischwaid 92, 57-59.
- Klausewitz, W. (1972a): Zustandsbilder des Untermain I.
Natur und Museum 102, 81-92.
- Klausewitz, W. (1972b): Zustandsbilder des Untermain II.
Natur und Museum 102, 214-220.
- Klausewitz, W. (1973): Über die abwasserbedingten Schwankungen des Fischbestandes
im Untermain in den Jahren 1970-1972.
Der Fischwirt 23, (7), . 115-116.
- Klausewitz, W. (1974a): Die frühere Fischfauna des Untermain.
Natur und Museum 104, 1-7.
- Klausewitz, W. (1974b): Der Strömer, ein nachträglicher Neunachweis für den
Main.
Natur und Museum 104, 238-240.
- Klausewitz, W. (1977a): Die frühere und heutige Fischfauna des Mains in Fest-
schrift "100 Jahre Fischereiverband Unterfranken e.V. Würzburg"
Würzburg.
- Klausewitz, W. (1977b): Der Main - zerstörte Lebensader einer kranken Landschaft.
Festvortrag, gehalten bei der Feierstunde am 26. September 1977
anlässlich des Fischereitages 1977 und des 100jährigen Bestehens
des Fischereiverbandes Unterfranken.
- Klausewitz, W., W. Schäfer, W. Tobias (1973): Umwelt 2000.
Kleine Senckenberg-Reihe, Nr. 3.
- Klupp, R. (1981a): Naturschutz aus der Sicht eines Fischereisachverständigen.
Tagungsberichte ANL 4/81, 51-56, Laufen/Salzach.

- Klupp, R. (1981b): Salmonidenbesatz in Fließgewässern und neue Salmonidenarten.
Nürnberger Fischereigespräche 1981, Heft 1, 95-106, Nürnberg.
- Klust, G. und H. Mann (1958): Die hemmende Wirkung synthetischer Waschmittel
auf den Zelluloseabbau im Wasser.
Archiv f. Fischereiwiss. 2, 229-243.
- Knöpp, H. (1965): Die Bedeutung des biologischen Wasserbaus.
In: Der biol. Wasserbau an den Bundesstraßen, Stuttgart.
- Kobayashi, K. und T. Kishina (1980): Effekt of pH on the Toxicity and
Akkumulation of Pentachlorophenol in Goldfish.
Bull. Jap. Soc. Sci. Fisheries 46, 167-170.
- Kölbing, A. (1974): Der Starnberger See und die seinem Trophiezustand angemessene
Bewirtschaftungsweise des Coregonenbestandes.
Veröff. Zool. Staatssammlung, Münch. 17, 1-108.
- König, D. (1969): Biol.-landschaftliche Aspekte bei wasserwirtschaftl. Maßnahmen.
Dtsch. gewässerkundl. Mitt., Sonderheft 75-81.
- König, D. (1971): Gesichtspunkte des Schutzes der Binnengewässer am Beispiel
Schleswig-Holsteins.
Natur und Museum 101, 281-291.
- Köthke, H. (1985): Bedeutung der Selbstreinigungskraft von Fließgewässern
im modernen Industriestaat.
Fischer und Teichwirt 36, 113-114.
- Koops, H. (1960): Die Bedeutung der Staustufe Geesthacht für die Quappen-
fischerei der Elbe.
Zit. nach Bless (1978).
- Krapp, F. (1982): Die Panzerwangen.
Grzimek's Tierleben VI, Kindler Verlag, Zürich.
- Kriegsmann, F. (1955): Der Wechsel in der Vergesellschaftung der Fischarten
des Ober- und Untersees und die Veränderung des See-Reagierens.
Arch. f. Hydrobiologie:Suppl. XXII 3/4, 397-406.

- Kriegsmann, F. (1958): Der Fischbestand des Bodensees als Indikator für Veränderungen des allg. See-Reagierens.
Münchn. Beitr. zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie, 4, 153-166, München.
- Kühl, H. (1982): Die Neunaugen.
Grzimek's Tierleben, V, Kindler Verlag, Zürich.
- Kuhn, O. (1947): Die Fische Bambergs.
Ber. natf. Ges. Bbg. 30, Bamberg.
- Kuhn, F. (1976): Die Fischerei am Oberrhein.
Hohenheimer Arbeiten, Schr.-Reihe Universität Hohenheim 83, 7-193.
- Kußmaul, R. (1986): Untersuchungen zur Situation der bedrohten Fischarten des bayerischen Alpen- und Donaugebietes.
Vet.-med. Diss. München
- Ladiges, W. und G. Vogt (1979): Die Süßwasserfische Europas bis zum Ural und Kaspischen Meer.
2. Aufl., Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin.
- Ladiges, W. (1982): Hechtlinge und Hechtartige.
Grzimek's Tierleben, V, Kindler Verlag, Zürich.
- Lahl, U. und B. Zeschmar (1984): Wie krank ist unser Wasser?
Ökol., 4. Aufl. Freiburg.
- Lazarus, R. (1985): Der Urahn.
Natur 29-33.
- Leiblein, V. (1853): Versuch einer Aufzählung der Fische des Maingebietes.
Corresp. Blatt zool. miner. Ver. Regensburg 7, 97 und 113.
- Lelek, A. and S. Lusk (1965): Occurrence of Fishes in Relation to Formation of the Bed.
Zool. listy 14, 225-237.
- Lelek, A. and M. Penaz (1963): Spawning of chondrostoma nasus in the Brumovka-River.
Zool. listy 12, 121-134. Zit. nach Bless (1978).

- Lelek, A. (1976): Veränderungen der Fischfauna in einigen Flüssen Zentral-europas (Donau, Elbe und Rhein).
Schr.-Reihe Vegetationskunde Heft 10, 295-308.
- Lelek, A. (1978): Die Fischbesiedlung des nördlichen Oberrheins und des südlichen Mittelrheins.
Natur und Museum 108, 1-9.
- Lelek, A. (1979): Schutz der Biotope - eine unentbehrliche Notwendigkeit.
AFZ-Fischwaid 104, 564-566.
- Lelek, A. (1980): Einzige Notizen zum Schutz der Süßwasserfische in der BRD.
Natur und Landschaft, 55, 295-298.
- Leschber, R. (1979): Notwendigkeit und Grenzen der automatischen Gewässerüberwachung.
Münchn. Beitr. zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie, 31, 9-16, München.
- Leydig, F. (1902): Horae zoologicae.
Jena.
- Libosvsky, J. und A. Lelek (1965): Über die Artselektivität beim elektrischen Fischfang.
Z. Fischerei und deren Hilfswissenschaften, 13, 291-302.
- Liebmann, H. (1951): Handbuch der Frischwasser- und Abwasserbiologie
Bd. 1 Oldenbourg Verlag, München.
- Liebmann, H. (1954): Folgerungen für die Praxis aus den biol.-chem. Untersuchungen des ungestauten und gestauten Stromes.
Münchn. Beitr. zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie, 2, 310-313, München.
- Liebmann, H. (1958): Folgerungen für die Praxis aus den Ausführungen für die Trink- und Brauchwassergewinnung.
Münchn. Beitr. z. Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie, 4, 177-182, München.
- Lillelund, K. (1963): Die Auswirkung der Kanalisierung unserer Flüsse auf die Fischfauna und ihre Lebensbedingungen.
Umschau in Wiss. und Technik, Heft 5, 148-152.

- Lukovicz, M.v., A. Kölbing und F. Rutkowski (1976): Elektrofischerei in einem künstlich angelegten Fließgewässer.
AFZ-Fischwaid 101, 264-266.
- Mann, H. (1955): Die Einwirkung von grenzflächenaktiven Waschmitteln auf Fische und Fischnährtiere.
Arch. f. Fischereiwiss., 6, 131-137.
- Mayer, A. (1982): Der Schied.
Fischwirt 32, 38-39.
- Meßtorff, J.H. (1982): Die Dorschfische.
Grzimek's Tierleben V, Kindler Verlag, Zürich.
- Münzing, J. (1982): Die Stichlinge.
Grzimek's Tierleben VI, Kindler Verlag, Zürich.
- Muus, B.J. und P. Dahlström (1981): Die Süßwasserfische Europas.
BLV München, 5. Aufl..
- Nalbant, T. (1982): Schmerlen.
Grzimek's Tierleben V, Kindler Verlag, Zürich.
- Newdick, J. (1983): The complete freshwater fishes of the British Isles.
Anc. Black, London.
- Nitsche, H., W. Hein, E. Röhler (1932): Die Süßwasserfische Deutschlands,
5. Aufl. Berlin.
- Özcelic, A. (1978): Untersuchungen über fischparasitäre Helminthen im Bodensee.
Diss. med. vet., Gießen.
- Panzer, K. und H. Plachter (1983): Unterstützung von Fachaufgaben des Naturschutzes mit graphischer Datenverarbeitung.
Natur und Landschaft 58, 83-93.
- Pelz, W. (1984): Die "Flossennekrose" der Mainfische - Saugwürmer.
AFZ-Fischwaid 109, 28-29.
- Piwernetz, D. (1981): Probleme des Aalbesatzes in mittelfränkischen Gewässern.
Nürnberger Fischereigespräche, Heft 1, 81-91.

- Pleyer, G. (1981a): Veränderungen der Fischfauna durch menschliche Einwirkungen.
Tagungsberichte ANL 4/81, 6-16 Laufen/Salzach.
- Pleyer, G. (1981b): Probleme des Artenschutzes in und an ausgewählten bayerischen
Fließgewässern.
Tagungsberichte ANL 5/81, 46-57 Laufen/Salzach.
- Pleyer, G. (1982): Besatzmaßnahmen und ihre Auswirkungen in einem Angelgewässer.
Fischwirt 32, 85-89.
- Pohlhausen, A. (1984): Seesaiblinge in Netzgehegen.
Fischer und Teichwirt 35, 266-268.
- Por, F.D. (1978): Lessepsian Migration.
Springer Verlag Berlin, Heidelberg, New York.
- Record, F., D.V. Bubenick and J. Kindy (1982): Acid rain
Park Ridge, New Jersey, USA.
- Rehbronn, E. (1976): Handbuch für den Sportfischer.
Lambert-Müller-Verlag, München, 20. Auflage.
- Reichenbach-Klinke, H.H. (1964): Die Abhängigkeit der Fischfauna oberbayerischer
Vorgebirgsflüsse von ökologischen Faktoren.
Zool. Anz. 27, Suppl. Bd., Leipzig.
- Reichenbach-Klinke, H.H. (1965): Die Temperaturabhängigkeit der Fische.
AFZ-Fischwaid 90, Sondernummer (Der Fisch in Wissenschaft und Praxis),
58-60.
- Reichenbach-Klinke, H.H., U.H. Liebmann (1968): Die ökologisch-physiologischen
Bedingungen für die Flußfischerei im Main.
Die Wasserwirtschaft 58, 1-5.
- Reichenbach-Klinke, H.H. (1976): Überblick über die für Fische schädlichen
Gifte im Abwasser.
Fisch und Umwelt 4, 3-8.
- Reichenbach-Klinke, H.H. (1980): Krankheiten und Schädigungen der Fische.
2. Auflage Stuttgart, New York.

- Reider v.E. und L.W. Hahn (1834): Fauna boica oder gemeinnützige Naturgeschichte der Tiere Bayerns.
Nürnberg.
- Reimann, K. (1985): Phosphat als "Schadstoff" und Immissionsgröße, dargestellt am Beispiel des Main.
Münch. Beitr. zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie,
39, 209-226, München.
- Riedel, D. (1974): Fisch und Fischerei.
Ulmer Verlag, Stuttgart.
- Rieger, K. (1978): Zum Einfluß des Sauerstoffgehaltes auf die akute Tensidtoxizität bei Regenbogenforellen.
Fisch und Umwelt 6, 43-53.
- Riess, W., H.M. Roth, G. Nitsche u.a. (1976): Rote Liste bedrohter Tiere in Bayern.
Schriftenreihe Naturschutz und Landschaftspflege 7.
Hrsg. Bayerisches Landesamt für Umweltschutz.
- Rosenhauer, W.G. (1858): Über die in der Umgegend von Erlangen vorkommenden Fische.
Wiss. Mitt. Phys. Med. Soc. 1, Erlangen.
- Rudek, J.H. (1974): Gefährdete Wirbeltierarten - Fische - Ursachen und Auswege.
Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen 11, 3-11.
- Ruf, M. (1977): Zusammenfassung der Ergebnisse des Fortbildungskurses 1975.
Münchn. Beitr. zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie,
28, 319.
- Ruf, M. (1985): Die Bedeutung der Schadstoffökologie im Gewässerschutz.
Münchn. Beitr. zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie,
39, 9-22.
- Ruhs, P., K.H. Preßler, F. Kohler, Ch. Weidlich (1978): Verzeichnis der Bach- und Flußgebiete in Bayern, Teil 1 und 2 Karten.
Hrsg. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft.
- Sanzin, W. (1979): Fischsterben in Bayern im Kalenderjahr 1978.
AFZ-Fischwaid 104, 81-83.

Sanzin, W. (1981): Fischsterben in Bayern im Kalenderjahr 1979.
AFZ-Fischwaid 106, 57-60.

Sanzin, W. (1984): Fischsterben 1983.
AFZ-Fischwaid 109, 56.

Schäfer, W. (1972): Gebt dem Rhein eine Chance.
Kosmos 68, 86-87.

Schäfer, W. und R. Hoffmann (1985): Fischsterben im Main - mehrere Krankheiten -
eine Ursache.
Fischer und Teichwirt 36, 199-202.

Schäperclaus, W. (1961): Lehrbuch der Teichwirtschaft.
2. Aufl. Akademie Verlag, Berlin.

Schäperclaus, W. (1979): Fischkrankheiten.
4. Aufl. Akademie Verlag, Berlin.

Schmid, J.A. (1975a): Die Äsche rückt vor.
AFZ-Fischwaid 100, 129.

Schmid, J.A. (1975b): Zur Fischerei an Baggerseen.
AFZ-Fischwaid 100, 106-107.

Schmid, J.A. (1978): Aal contra Elritze.
AFZ-Fischwaid 103, 583.

Schmid, J.A. (1984): Ein bemerkenswertes Fischsterben - Lindan als Ursache.
AFZ-Fischwaid 109, 48.

Schrank, F.v.P. (1798): Fauna boica, durchdachte Geschichte der in Bayern
einheimischen und zahmen Tiere.
Nürnberg.

Schubert, H. (1934a): Zur Geschichte der Fischereirechte in der Hofer Saale.
Heimatgesch. Beil. für Hof und Umgebung, Jhg. 1934/7, 49-52.

Schubert, H. (1934b): Zur Geschichte der Fischereirechte in der Hofer Saale.
Heimatgeschichtl. Beil. für Hof und Umgebung, Jhg. 1934/10, 77-79.

- Schwörbel, J. (1971): Einführung in die Limnologie.
G. Fischer Verlag, Stuttgart.
- Siebold, C.T. E. (1863): Die Süßwasserfische von Mitteleuropa.
Leipzig.
- Siewing, R. (1980): Lehrbuch der Zoologie Bd. 1.
Allgemeine Zoologie, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- Stadler, H. (1961): Die Fische von Unterfranken mit Bemerkungen über Main
und Rhein.
Lohr a. Main.
- Steidle, L. und M. Pongraz (1984): Statusseminar des Umweltbundesamtes und
des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft über die Versauerung
der Gewässer in der BRD am 23., 24.2.1984 in München.
- Stein, H. (1984): Auswirkungen einer totalen Trockenlegung auf den Fisch-
und Krebsbestand eines Salmonidenbaches.
Natur und Landschaft 59, 138-139.
- Steinberg, C. und F. Kohmann (1982): Ist der Wasserfloh im See nur zum Gefressen-
werden da? 1. Teil.
Fischer und Teichwirt 33, 332-337.
- Steinberg, C. und F. Kohmann (1983): Ist der Wasserfloh im See nur zum Gefressen-
werden da? Teil 2.
Fischer und Teichwirt 34, 2-6.
- Sterba, G. (1952): Die Neunaugen.
Neue Brehmbücherei, Heft 79, Akademie Verlagsges. Leipzig.
- Sturz, O. (1969): Betrachtungen zur chemischen Beschaffenheit des Main in
den Abflußjahren 1958-1967.
Deutsche gewässerkundl. Mitt. 13, 66-73.
- Terofal, F. (1977): Das Artenspektrum der Fische Bayerns in den letzten 50
Jahren.
Ber. ANL 1/77, 9-22.

- Tesch, F.W. (1963): Die zweckmäßige Pflege der Fischbestände.
Paul-Parey-Verlag, Hamburg-Berlin.
- Thiem, R. (1967): Von den Fischen.
Der Siebenstern Jhg. 1967, zit. nach Steidle u. Pongratz (1984).
- Thienemann, A. (1950): Die Binnengewässer Bd. 18.
Verbreitungsgeschichte der Süßwassertierwelt Europas,
Schweizerbart'sche Verlagsbuchh., Stuttgart.
- Tischler, W. (1965): Agrarökologie.
Jena.
- Tobias, W. (1976): Kriterien für die ökologische Beurteilung des unteren
Mains II.
Cour. Forsch. Inst. Senckenberg 18, 1-137.
- Ungemach, H. (1971): Limnologische Umweltschutzprobleme in Nordrhein-Westfalen.
Natur und Museum 101, 292-297.
- Unverfähr, H.J. (1961): Die Fische des Mains im Raume von Würzburg in
100 Jahre Human. Gymn. Würzburg, Würzburg.
- Utschick, H. (1981): Das Graureiherproblem.
Tagungsberichte ANL 4/81, 22-28, Laufen/Salzach.
- Vogt, D. (1982): Die Welse.
Grzimek's Tierleben, V, Kindler Verlag, Zürich.
- Vogt, C. und B. Hofer (1909): Die Süßwasserfische von Mitteleuropa.
Leipzig, zit. nach Klausewitz (1972b).
- Wachs, B. (1978): Metallgehalt des Phyto- und Zoobenthos der Fließgewässer.
Münchn. Beitr. zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie,
31, 225-267 München.
- Wachs, B. (1982): Die Bioindikation von Schwermetallen in Fließgewässern.
Münchn. Beitr. zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie,
34, 301-337, München.

- Wagner, A. (1846): Beiträge zur Kenntnis der bayerischen Fauna von Herrn Akademiker Dr. A. Wagner, IV Fische, Nro, 84, 674-679, Nro. 87, 698-699.
Gelehrte Anzeigen, herausgeg. von den Mitgliedern der bayer. Akademie der Wissensch., München.
- Weber, J.C. (1851): Abbildungen der Fische, welche in den Flüssen und Seen von Bayern vorkommen, München.
- Weber, E. (1984): Die Ausbreitung der Pseudokeilfleckbarben im Donaauraum. Österr. Fischerei 37, 63-65.
- Wiesner, E. (1971): Wegweiser für den Fischerei- und Gewässerschutz. Müller Verlag, München.
- Wilke, H. (1980): Fischgerechter Ausbau von Kleingewässern. AFZ-Fischwaid 105, 583.
- Wondrak, P. (1981): Besatzmaßnahmen mit Hecht und Zander. Nürnberger Fischereigespräche 1981, Heft 1, 71-77, Nürnberg.
- Wondrak, P. (1984): Alles über den Ellertshäuser See. Wir Fischer 1, 12-21.
- Wondrak, P. (1985a): Mainfischerei heute. Wir Fischer 1, 24-27.
- Wondrak, P. (1985b): Neuer Besatz des Ellertshäuser Sees. Wir Fischer 1, 32-34.
- Wunder, W. (1970): Wieviel Sauerstoff braucht der Fisch? AFZ-Fischwaid, 95, 476-478.
- Wundsch, H.H. (1958): Maßnahmen zur Reinhaltung unserer Gewässer im Rahmen des Ministerialbeschlusses vom 15. März 1956 (Gesetzesblatt 30/10). Vortrag vor der Deutschen Akademie der Wissenschaften zu Berlin, Sektion Biologie am 5. März 1958.

Zenk, F. (1885): Zit. nach Klausewitz (1972b).

Zenk, F. (1889a): Unsere heimischen Fische, insbesondere die Fische des Mains.
Sechster Bericht des Unterfränkischen Kreisfischereiverbandes,
Würzburg.

Zenk, F. (1889b): Die Fischgewässer von Unterfranken
Würzburg.

Herrn Prof. Dr. Hoffmann danke ich für die Überlassung des Dissertationsthemas, für die hilfreiche Unterstützung bei der Durchführung der Untersuchungen und für die umsichtige Beratung beim Verfassen und bei der Korrektur dieser Arbeit.

Dank sei allen Fischereivereinen und Privatpersonen für die Bearbeitung der Erfassungsbögen ausgesprochen.

Ebenso gilt mein Dank den Fischereifachberatern der Regierungsbezirke, Herrn Dr. Klupp (Bayreuth), Herrn Dr. Wondrak (Würzburg) und Herrn Dr. Piwernetz (Nürnberg) für die großzügig gewährte Einsicht in die Ergebnisse der von den Bezirken durchgeführten Elektroabfischungen sowie für die fachlich kompetente Beratung bei der Durchsicht und Interpretation des gestellten Datenmaterials.

Zusätzlich unterstützte Herr Dr. Klupp (Bayreuth) die durch das Landesamt für Umweltschutz durchgeführten Elektroabfischungen in Oberfranken in vorbildlicher Weise. Weiterhin möchte ich Herrn Dr. Plachter, Herrn Riegel und Herrn Peters (Landesamt für Umweltschutz) für die Einarbeitung und Beratung bei der elektronischen Datenverarbeitung danken.

Wertvolle Hilfe bei der Suche nach historischen Artnachweisen wurde mir durch Herrn Dr. Brod, Würzburg, und Herrn Dr. Terofal (Zoologische Staatssammlung, München), zuteil.

Auch Herrn Dr. Geldhauser (Bayerische Landesanstalt für Fischerei, Außenstelle Teichwirtschaft, Höchstadt/Aisch) möchte ich meinen Dank für die Unterstützung beim Einbringen von Artnachweisen in der Teichwirtschaft aussprechen, Herrn Dr. Bayerle (Bayerische Landesanstalt für Fischerei) danke ich für fachliche Beratung.

Ebenso danke ich Mitarbeitern der Universität Bayreuth, Abteilung Tierökologie, Herrn Bauer und Herrn Silkenat für die Einsicht in Unterlagen durchgeführter Untersuchungen und Herrn Dr. Sanzin, Landesamt für Wasserwirtschaft, München, für Informationen über die Gewässersituation.

Lebenslauf

Name: Heinz, Maximiliane

Geburtstag und -ort: 19.12.1958 in Kipfenberg, Landkreis Eichstätt

Familienstand: ledig

Staatsangehörigkeit: deutsch

Eltern: Heinz Maximilian und
Heinz Franziska, geb. Obermeier.

Ausbildung: Sept. 1965 - Juli 1969 Volksschule Kipfenberg

Sept. 1969 - Juli 1978 Gabrieli-Gymnasium Eichstätt
mit Abschluß der allgemeinen Hochschulreife

WS 1978/79 bis WS 1983/84 Studium der Tiermedizin
an der Ludwig-Maximilians-Universität München

Staatsexamen am 22.12.1983

Approbation als Tierärztin am 08.05.1984.

